



Faculté de génie
Département de génie civil

**OXYDATION DU MÉTHANE : ÉTUDE DE L'IMPORTANCE DE LA
RHIZOSPHERE DANS L'EFFICACITÉ DES BIORECouvreMENTS
DE SITES D'ENFOUISSEMENT ET DE L'INFLUENCE DE LA
TEMPÉRATURE DES BIOFILTRÉS POUR FERMES LAITIÈRES**

Mémoire de maîtrise
Spécialité : génie civil

Carolina LOPERA

Jury : Alexandre CABRAL (directeur)
Hubert CABANA
Robert BRADLEY

RÉSUMÉ

Le méthane est un gaz à effet de serre et ses principales sources d'émissions anthropiques sont les sites d'enfouissement (décomposition anaérobie de déchets) et l'élevage de bovins laitiers (fermentation entérique des ruminants).

Il a été démontré que le biorecouvrement d'oxydation passive de méthane (BPOM) dans les sites d'enfouissement est une technologie techniquement et économiquement viable pour la diminution des émissions fugitives du méthane. Ce recouvrement favorise le développement et la croissance des micro-organismes (bactéries méthanotrophes).

La biofiltration est une technologie qui aide à la dégradation aérobie du méthane. Pendant ce processus, la pollution de l'air passe à travers les macropores de matériau filtrant, dans notre cas le mélange de compost et de la paille. Ce mélange de matériaux a été choisi par diverses recherches dans le groupe de géo-environnement. Ces matériaux ont bien répondu au développement et à la croissance d'organismes méthanotrophes responsables de l'oxydation du CH₄.

C'est pour cette raison que ces systèmes sont exploités dans les sites d'enfouissement et dans le secteur de l'agriculture, car ils aident à contrôler les émissions fugitives de CH₄ dans l'atmosphère. Les objectifs généraux de ce projet sont de comparer l'effet relatif d'un conditionnement à un débit de méthane en fonction d'un conditionnement à un type de racines sur le potentiel d'oxydation du méthane, de déterminer l'influence de la variation de la température dans les biofiltres et, au final, d'étudier le potentiel d'oxydation du méthane dans la rhizosphère de diverses plantes dans différents types de sol. Les quatre essais de laboratoire à l'échelle seront : les trois essais d'oxydation du méthane dans les pots Masson, l'acclimatation dans des seaux et des essais d'oxydation du CH₄ en colonnes avec les systèmes de refroidissement.

Les résultats ont montré que même s'il existe une différence moyenne de la consommation de CH₄ pour le sol rhizosphérique qui a été modérément pré-exposé, aucune différence statistiquement significative n'a été trouvée dans les paramètres cinétiques de l'oxydation du CH₄ (temps de latence et demi-vie) de tous les sols rhizosphériques, ce qui suggère que

l'oxydation du méthane ne dépend pas des espèces de plantes ou des niveaux de préexposition au CH₄, pour les sols et les plantes testés ici. Les valeurs de taux d'oxydation obtenues étaient plus élevées que celles rapportées dans la littérature révisée pour les sols de couverture des sites d'enfouissement. Les études scientifiques de terrain de biofiltration ont montré que la température interne des biofiltres est plus stable et supérieure à la température ambiante. Nos résultats de laboratoire de 15°C internes (qui équivaut à -30°C température ambiante) nous permettent de soupçonner une efficacité de 70% en conditions hivernales pour les fermes laitières. Les efficacités peuvent s'améliorer jusqu'à 90% en conditions estivales.

Mots-clés : Biofiltre, effet de la plante, essais d'oxydation en colonne, Exsudats, oxydation du méthane, sécrétions, sites d'enfouissement, rhizosphère.

REMERCIEMENTS

Un grand merci à mon directeur, **Alexandre Cabral** et à **Hubert Cabana**, professeur au Département de génie civil. Je vous remercie de votre patience, le dévouement, la motivation, le jugement et l'encouragement. Vous avez fait rendus faciles des situations difficiles. Ce fut un privilège d'avoir vos conseils et votre aide.

Merci à **Jean-Guy Lemelin**, sans lequel ce travail aurait été beaucoup plus compliqué et moins riche et divertissant. Je vous remercie de votre esprit prodigieux, votre jugement, votre capacité à l'effort et votre sympathie.

Merci à **Eliane Ndanga** pour son soutien décisif dans cette recherche et la participation active dans le développement des projets qui ont été réalisés. Je dois souligner avant tout la disponibilité et la patience qui ont fait que nos discussions ont toujours fini avantageusement à la fois dans le scénario scientifique et personnel.

Merci à tous les personnes de l'Université de Sherbrooke, pour votre attention et votre gentillesse dans tout ce qui concerne ma vie en tant qu'étudiante de maîtrise.

Merci à ceux qui, d'une manière ou d'une autre, ont été la clé dans ma vie professionnelle, et par extension, personnel : Bahar, Ana Carolina, Eric, Steeve, Olivier, Vincent, Kimberlé, Luc, Thanina, Ramon et tous ceux qui m'ont toujours accompagné dans ce processus. Malgré la distance pour certains, la reconnaissance est la même.

Merci particulièrement aimable à **Anaëlle Caplain** pour être la lumière dans l'obscurité de la route quand je ne savais pas comment finir mon mémoire. Malgré la grande distance qui nous sépare, un tel décalage horaire, vous étiez toujours là pour m'aider dans ce processus.

Merci à ma mère pour m'avoir toujours soutenue, par ses conseils, ses valeurs, sa motivation constante qui m'a permis d'être une bonne personne, mais surtout pour son amour.

Merci à mon mari bien-aimé, en injectant espoir et courage dans les moments les plus difficiles de la rédaction de ce mémoire, pour son soutien et ses encouragements qui me donnent chaque jour pour atteindre de nouveaux objectifs, à la fois professionnels et personnels.

Merci à mon fils **Matias**, qui est le moteur de ma vie, je te remercie pour chaque geste de soutien et, grâce à toi, pour la compréhension dans chaque moment de famille sacrifié qui a été investi dans le développement de ces études.

Merci à toute la famille en Colombie pour son soutien affectif et ceux qui ont dû partir avant moi, toute mon admiration et amour pour vous, pour me montrer que nous les Colombiens, nous sommes particulièrement durs et nous avons beaucoup de résilience.

Un gros merci à mes anges **Tomas et Simon**, qui m'ont appris à apprécier la beauté de la vie, qui m'ont injecté le courage nécessaire pour finir adéquatement mes études et qui m'ont fait valoriser chaque seconde de ma vie. Merci de m'avoir choisie comme mama.

Il n'a pas été facile le chemin jusqu'à présent, mais il s'achève grâce par vos contributions, votre amour, votre immense bonté et votre soutien. Grâce à vous, atteindre cet objectif a été moins difficile. Je vous remercie, et je vous présente ma grande affection, ma belle famille, mes amis, collègues et collaborateurs.

Simplement Merci pour tout. Je vous aime de tout mon cœur.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION.....	1
1.1 . GÉNÉRALITÉS	1
<i>BOPM pour sites d'enfouissement</i>	<i>1</i>
<i>Biofiltre.....</i>	<i>2</i>
1.2 . QUESTION, OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES DES PROJETS DE RECHERCHE	3
<i>Objectifs de la rhizosphère.....</i>	<i>4</i>
<i>Objectifs des biofiltres.....</i>	<i>4</i>
1.3 . IMPACT ET LIMITATIONS	5
<i>BOPM.....</i>	<i>5</i>
<i>Biofiltre.....</i>	<i>5</i>
2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	7
2.1 . GÉNÉRALITÉS SUR LES ÉMISSIONS DE MÉTHANE DANS L'ATMOSPHÈRE	7
2.1.1. <i>Principes de base des gaz à effet de serre</i>	<i>7</i>
2.1.2. <i>L'impact des gaz à effet de serre</i>	<i>8</i>
2.2 . LES ÉMISSIONS DE MÉTHANE DANS LES SITES D'ENFOUISSEMENT.....	9
2.2.1. <i>Le biogaz dans les sites d'enfouissement</i>	<i>11</i>
2.2.2. <i>Les biorecouvrements d'oxydation passive du méthane (BOPM).....</i>	<i>12</i>
2.2.3. <i>Récapitulation des études sur l'oxydation du méthane par biorecouvrements ...</i>	<i>13</i>
2.2.4. <i>La végétation dans les BOPM</i>	<i>16</i>
2.2.5. <i>Bactéries méthanotrophes</i>	<i>20</i>
2.3 . INFLUENCE DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES SUR L'OXYDATION BIOTIQUE	20
2.3.1. <i>Végétation.....</i>	<i>21</i>
2.3.2. <i>Rhizosphère</i>	<i>21</i>
2.3.3. <i>Température</i>	<i>22</i>
2.3.4. <i>Teneur en eau massique</i>	<i>23</i>
2.3.5. <i>Matière organique</i>	<i>24</i>
3. MATÉRIELS ET MÉTHODES	25
3.1 . MÉTHODOLOGIE DE TRAVAIL.....	25
3.1.1 <i>Collecte des échantillons.....</i>	<i>27</i>
3.1.2. <i>Caractérisation des substrats des essais</i>	<i>28</i>
3.1.3. <i>Essais d'oxydation de méthane.....</i>	<i>28</i>
3.1.4. <i>Méthode d'analyse des gaz</i>	<i>30</i>
4. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	31
4.1. RÉSULTATS DES ESSAIS DU POTENTIEL DE LA RHIZOSPHÈRE.....	31
4.1.1. <i>Théorie de la cinétique d'oxydation.....</i>	<i>34</i>

4.1.2. Résultats de cinétique de la réaction.....	35
4.1.3. Caractérisation du sol avant et après les essais d'activité.....	39
4.2. DISCUSSION.....	39
5. PROJET SUPPLEMENTAIRE : BIOFILTRATION.....	43
5.1 . LES ÉMISSIONS DE CH₄ DANS LE SECTEUR AGRICOLE	43
5.1.1. Les sources d'émission de méthane généré par les bovins	44
5.1.2. Les stratégies pour réduire les émissions de méthane des bovins	45
5.1.3. Traitement de l'air par biofiltration.....	46
5.1.4. Conditions opérationnelles d'un biofiltre	46
5.1.5. Facteurs influençant la biofiltration	47
5.2. MÉTHODOLOGIE ESSAIS DES COLONNES	51
5.2.1. Protocole expérimental de l'étude des biofiltres.....	53
5.2.2. Acclimatation du substrat dans les seaux.....	53
5.2.3. Essais d'oxydation en colonne avec variation de température	54
5.2.4. Méthodes d'analyse de gaz	55
5.2.5. Taux d'oxydation du méthane et de l'efficacité à différentes températures	57
5.2.6. Caractérisation des substrats des essais	58
5.3. RÉSULTATS DES ESSAIS DES COLONNES.....	58
5.3.1. Acclimatation des microorganismes méthanotrophes.....	59
5.3.2. Température dans le substrat en fonction de la température du fluide.....	60
5.3.3. Efficacité d'oxydation et température.....	61
5.3.4. Capacité d'élimination du méthane et température	63
5.3.5. Coefficient de dégradation du méthane k et température.....	65
5.4. DISCUSSION.....	67
6. CONCLUSION.....	67
6.1 . ÉTUDE DE L'INFLUENCE DE LA RHIZOSPHERE DANS L'OXYDATION DU MÉTHANE DANS LE SECTEUR DE SITE D'ENFOUISSEMENT	68
6.2 . ÉTUDE DE L'INFLUENCE DE LA TEMPÉRATURE DANS L'OXYDATION DU MÉTHANE DANS LE SECTEUR L'AGRICOLE.....	68
7. BIBLIOGRAPHIE	69

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Scénario de réchauffement global. Tirée de PNUE 1996.	8
Figure 2 : Bilan massique total du CH ₄ dans une cellule d'enfouissement, tiré de (Scheutz et al. 2009).....	10
Figure 3 : Recouvrement final demandé par le REIMR. Les dimensions sont en centimètres. 12	
Figure 4 : Schéma d'un biorecouvrement d'oxydation passive du méthane tiré de (Ndanga et al 2016).....	13
Figure 5 : Réaction d'oxydation du CH ₄ en CO ₂ tiré de (Scheutz et al. 2009)	20
Figure 6– Organigramme de la démarche scientifique.....	26
Figure 7 : Identification des points d'échantillonnage	27
Figure 8 : Contenant rempli d'eau.....	29
Figure 9 : Vérification d'étanchéité.....	29
Figure 10 : Mesures de gaz à partir de micro GC 3000A.....	30
Figure 11 : Organigramme de l'analyse oxydation de méthane où NEX (sol non conditionné au méthane), MEX (un sol avec un faible débit de méthane) et VEX (un sol avec un fort débit de méthane).	31
Figure 12 : Diminution des concentrations de CH ₄ en fonction du temps au sol rhizosphérique (a) sol non conditionné au méthane, (b) sol exposé à un faible débit de méthane et (c) sol exposé à un fort débit de méthane.	33
Figure 13 : Graphique des données de la demi-vie de l'oxydation du méthane dans la rhizosphère de NEX, MEX et VEX sols pour différentes espèces de plantes. Les barres d'erreur sont les écarts-types de résultats de test à partir de cinq répétitions	37
Figure 14 : Le temps de latence de l'oxydation du méthane dans la rhizosphère du NEX, MEX et VEX sols, pour les différentes espèces de plantes.....	39
Figure 15 : Distribution mondiale des émissions du méthane par secteur, tiré de (IPCC 2007)	43
Figure 16 : Produits terminaux de la digestion (adaptée de Chouinard, 2002)	45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Composition typique du biogaz émis par un site d'enfouissement. Tirée de Lisk 1991	11
Tableau 2 : Récapitulatif d'études de quelques essais de colonne. Modifié de Roncato 2009. 14	
Tableau 3 : Récapitulatif de certains essais d'oxydation du méthane dans des biorecouvrements visant évaluer l'effet de différents types de plants.....	18
Tableau 4: Les taux d'oxydation moyenne du méthane dans les trois types de sol.....	36
Tableau 5 : Les résultats de l'ANOVA évaluant les effets des espèces végétales et le niveau de CH ₄ préexposition sur la demi-vie.....	39
Tableau 6 : Teneur en eau et teneur en matière organique des différents types des sols rhizosphérique testés en laboratoire	40
Tableau 8 : Les paramètres de performance utilisés dans la biofiltration. Adapté de (Nikiema et al, 2007)	57
Tableau 9 : Comparaison des pourcentages d'efficacité de dégradation du méthane.....	63
Tableau 10 : Comparaison de la capacité d'élimination du méthane.	65

1. INTRODUCTION

1.1. Généralités

Le méthane a été reconnu par le protocole de Kyoto comme un des principaux gaz responsables du réchauffement planétaire. Sur un horizon de 100 ans, son pouvoir de réchauffement est 25 fois plus élevé que celui du dioxyde de carbone (CO₂) (GIEC/IPCC, 2007). La contribution du CH₄ au réchauffement global est estimée à 18 % (GIEC/IPCC, 2007).

Lors de la 15^e Conférence des Parties (CDP15) de la CCNUCC en 2009, le Canada a signé l'Accord de Copenhague, en vertu duquel il s'est engagé à réduire d'ici 2020 ses émissions de gaz à effet de serre (GES) de 17 % par rapport aux niveaux de 2005 (Environnement Canada 2014).

Des études récentes ont montré que l'oxydation du CH₄ par des microorganismes méthanotrophes dans les sols aérés peut réduire les émissions de CH₄. Le présent mémoire adresse cette problématique sous le prisme de deux émetteurs importants : les sites d'enfouissement et les étables de production de lait bovin. Il s'agit de deux producteurs se situant à deux extrêmes en ce qui a trait au traitement passif par voie biotique : d'un côté se situent les sites d'enfouissement, où les concentrations sont élevées et les flux relativement faibles ; de l'autre les étables à vaches, où les concentrations de CH₄ dans l'air d'exhaustion sont faibles et les flux très élevés.

BOPM pour sites d'enfouissement

À l'échelle globale, le secteur de l'enfouissement a été responsable d'émissions de CH₄, avec <5% des émissions mondiales de GES (Bogner et al. 2007b, Wuebbles et Hayhoe 2002). En 2012, au Canada, les émissions de CH₄ provenant des sites d'enfouissement représentaient 19 % des émissions anthropogéniques de CH₄ au pays (Environnement Canada 2014).

Les biosystèmes d'oxydation passive du méthane (BOPM) constituent une technologie économiquement viable pour le contrôle d'émissions fugitives de biogaz des sites d'enfouissement (IPCC 2007). Les bactéries méthanotrophes sont responsables de l'oxydation du CH₄ en substances plus simples comme les formaldéhydes et éventuellement en CO₂ quand il existe une biodégradation complète dans les BOPM. La réaction du CH₄ par les bactéries méthanotrophes se produit en présence d'O₂ moléculaire (Humer et Lechner 2001, Gebert et al. 2003). La capacité d'un BOPM à oxyder le méthane dépend des propriétés physiques et chimiques du sol et de la disponibilité de nutriments pour le développement des bactéries (Hilger et Humer 2003). L'oxydation du CH₄ est contrôlée par un certain nombre de facteurs environnementaux : la matière organique, la texture et l'humidité du sol, les nutriments du substrat, le ratio CH₄ et O₂, la charge initiale du CH₄, la température, la précipitation et la pression atmosphérique (Scheutz et al. 2009).

La rhizosphère joue un rôle important sur le transport du méthane et son oxydation (King, et al. 1990, Gerard et Chanton 1993, King 1994, King 1996, Calhoun 1997, Lombardi et al. 1997, Van der Nat et Middelburg 1998, Popp et al. 2000, Van Bodegom et al. 2001, Ding et al. 2004). La rhizosphère vient effectivement modifier les propriétés du sol (teneur en eau, pH, diffusion de l'oxygène), favorisant l'activité des bactéries méthanotrophes et modifiant ainsi le taux d'oxydation du méthane. Le type de plantes peut aussi influencer le taux d'oxydation du méthane.

Biofiltre

À l'échelle globale, l'agriculture a été responsable d'émissions d'environ 5,1 à 6,1 Gt d'éq. CO₂, soit 10 à 12 % des émissions totales de GES d'origine humaine en 2005 (GIEC/IPCC 2007).

Sur le total de CH₄ émis par des activités anthropogéniques, le secteur agricole a contribué à 47 %, la fermentation entérique des ruminants étant responsable d'environ 20 % (USEPA 2006). Au Canada et au Québec, l'agriculture est responsable d'environ 8 % des émissions totales de GES (Nature Québec 2010). Au Québec, 38 % des émissions de GES du secteur agricole sont attribuées à la fermentation entérique (MDDEP 2011).

Dans le secteur agricole, la biofiltration est une technique reconnue pour réduire les émissions d'ammoniac, de composés soufrés, de composés organiques volatils et d'odeurs (Nicolai et al. 1999, Sun et al. 2000, Mann et al. 2002, Akdeniz et al. 2011). Malgré le fait que l'air renouvelé mécaniquement dans les étables soit riche en O₂, l'emploi des biofiltres pour réduire le CH₄ provenant des étables n'est pas suggéré dans la littérature à cause des temps de résidence trop courts pour que l'oxydation par voie biotique ait lieu dans les biofiltres (Schmidt 2004, Melse 2005). En effet, l'air des étables est changé environ 7 fois par heure pendant la saison froide et plus de 20 fois pendant la saison estivale (Massé, communication personnelle), ce qui souvent compromet l'efficacité du biofiltre (Jorio 1999, Du Plessis 2003, Streese 2003, Melse 2005, Soussi-Gounni 2006, Akdeniz 2011, Girard 2011, Hood 2011). Dans le cas du Canada, des températures extrêmes durant la période hivernale seraient aussi un obstacle à leur utilisation (Mann et al. 2002).

Les biofiltres utilisés pour la réduction du CH₄ ressemblent aux systèmes de filtrage de l'odeur ou des contaminants organiques de l'air. Dans un biofiltre, les microorganismes sont fixés sur un matériel filtrant qui favorise leur croissance et l'oxydation du CH₄ (Janni 2011). L'efficacité d'un biofiltre pour réduire le CH₄ dépend de plusieurs autres facteurs tels que le choix du matériel filtrant, son humidité et sa porosité. De plus, pour réduire le CH₄ et leurs coûts, un biofiltre peut être construit avec des matériels qui sont disponibles dans les fermes.

1.2. Question, objectifs et hypothèses des projets de recherche

La communauté végétale peut améliorer l'efficacité d'oxydation du méthane des BOPM installés dans des sites d'enfouissement. Dans quelle mesure la rhizosphère peut-elle contribuer à cette efficacité ?

Malgré les temps de résidence réduits et les basses températures, il est possible d'obtenir des efficacités raisonnables des biofiltres dans les étables à vache. Une acclimatation adéquate du substrat est un facteur causant une amélioration de la performance des biofiltres.

Objectifs de la rhizosphère

La rhizosphère est la partie du sol directement en contact avec les racines des plantes. Elle est donc influencée par les exsudats et sécrétions des racines des plantes (rhizodépôts), et s'avère donc être un milieu propice à la dynamique microbienne. Les rhizodépôts conditionnent donc le développement de la microflore rhizosphérique. Mieux comprendre l'influence des exsudats racinaires sur le développement de la microflore racinaire permet de mesurer l'influence des changements environnementaux sur les populations bactériennes et finalement sur le fonctionnement de l'écosystème sol (Marilley et al. 1999).

L'un des objectifs du mémoire est de déterminer les impacts du type de racines et d'un pré-conditionnement au méthane de la rhizosphère sur l'efficacité d'un biosystème à oxyder le méthane. Spécifiquement, on visait à évaluer le potentiel d'oxydation du CH_4 de la rhizosphère de diverses plantes préalablement exposées à différents types de pré-conditionnement au méthane, soit :

1. Aucun pré-conditionnement (par ex., rhizosphère de plantes cueillies dans une zone à l'extérieur d'un lieu d'enfouissement) ;
2. Pré-conditionnement à faible débit (par ex., sol de recouvrement d'une vieille cellule d'enfouissement) ;
3. D'une rhizosphère préalablement exposée à des forts débits de méthane (par ex. dans des zones de *hotspot*. Dans le cas présent, ce *hotspot* a été reproduit lors des expérimentations faites sur le terrain, lesquels sont présentés en détail dans ce mémoire).

Objectifs des biofiltres

L'objectif du projet de développement des biofiltres était de déterminer son efficacité à oxyder le CH_4 très dilué, où sa concentration est d'environ 300 ppm. Cette concentration correspond à une étable de 150 vaches et est soumise à un renouvellement d'air d'environ 7 fois par heure (Daniel Massé, communication personnelle).

Le biofiltre à l'échelle du laboratoire a été testé à différents temps d'acclimatation du substrat. Les essais réalisés au laboratoire nous ont permis d'identifier les efficacités d'oxydation du CH₄ à différentes températures.

1.3. Impact et limitations

BOPM

L'étude montre que si un pré-conditionnement des sols permet d'obtenir des taux d'efficacité d'oxydation du CH₄ plus élevés, le type de rhizosphère racinaire n'a pas mené à des taux significativement différents. Ainsi, le pré-conditionnement pourrait devenir une stratégie intéressante pour pallier les problèmes fréquents d'émissions ponctuelles importantes (hotspot) en surface des couvertures des sites d'enfouissement ; particulièrement là où un système de collecte des biogaz n'est pas présent ou a été arrêté. Les principales limitations rencontrées dans le projet relatif à l'oxydation de méthane dans les sites d'enfouissement sont les suivantes :

- La rhizosphère des plantes qui ont été prélevées dans la zone non préalablement conditionnée au CH₄ et dans la zone préalablement soumise à de faibles débits de méthane, était dans des conditions environnementales normales qui ont amenées une plus grande rusticité et un meilleur contact avec les communautés de micro-organismes.
- Les échantillons de rhizosphère préalablement conditionnées progressivement à un fort débit de méthane ont été prélevées à partir des tests d'oxydation de méthane réalisés au laboratoire.
- Une autre limitation trouvée est liée à la variété des espèces de plantes analysées, étant donné que dans la présente étude, seulement trois types de plantes (deux graminées et une légumineuse) ont été analysés.

Biofiltre

Dans le cas du projet traitant des biofiltres pour fermes laitières, l'impact positif cherché est d'optimiser un biofiltre pour réduire le CH₄ émis par les étables de bovins laitiers. L'objectif étant atteint, l'empreinte carbone de l'industrie laitière sera réduite également.

Quoique plus basse pendant l'hiver, l'efficacité obtenue est passablement plus élevée que celles rapportée dans la littérature (Jorio 1999). De ce fait, une étude de la viabilité de continuer des essais à l'échelle pilote est vivement encouragée.

Une limitation rencontrée lors de l'exécution des tests biofiltres est liée au système de refroidissement, la température à l'intérieur du biofiltre pouvant être réduite à -9°C , tandis que les températures au Québec sont généralement plus faibles.

Une deuxième limitation trouvée est l'échelle des tests. Des essais à petite échelle en laboratoire ont été réalisés, lesquels nous permettent d'avoir une idée générale du comportement, mais il est impossible de prédire le fonctionnement réel sur terrain pour ces systèmes à partir de nos résultats.

2. Revue bibliographique

2.1. Généralités sur les émissions de méthane dans l'atmosphère

Le biogaz est produit par digestion anaérobie des matières organiques dans les sites d'enfouissements. Il est composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone. Laurila et al. (2005) pronostiquent un taux de génération de méthane dans les sites d'enfouissement de 234 143 à $\text{gCH}_4/\text{m}^2/\text{j}$. Selon ceux où le système de récupération de gaz a une efficacité de 70 % (Hettiaratchi et Pokhrel, 2003), le flux de méthane vers l'atmosphère est d'environ $40 \text{ gCH}_4/\text{m}^2/\text{j}$ (Whalen et al, 1990).

2.1.1. Principes de base des gaz à effet de serre

Avant la révolution industrielle (1750-1800) la quantité de CO_2 dans l'atmosphère était de 270 ppm et a depuis considérablement augmenté au niveau actuel de 400 ppm (Foucart 2013). Ce chiffre devrait doubler d'ici à 2100 (IPCC 1996). Comme la quantité de gaz à effet de serre est en augmentation, de la chaleur supplémentaire sera piégée dans l'atmosphère causant le phénomène appelé « réchauffement planétaire » aussi connu comme « effet de serre ».

Les gaz à effet de serre (GES) se trouvent naturellement dans l'atmosphère, en petites quantités. Ils absorbent une longue vague de rayonnement infrarouge ou de l'énergie thermique. La terre et l'atmosphère rayonnent normalement vers l'espace extérieur comme illustré dans la Figure 1. Les gaz à effet de serre rendent la terre chaude et habitable. Les principaux GES sont le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O) et l'ozone (O_3). En outre, il y a des gaz produits par l'humain utilisés pour le développement économique et industriel qui ont la capacité d'absorber la chaleur, semblables aux gaz à effet de serre naturels ainsi que de détruire la couche d'ozone, qui sont liés à l'atmosphère. Ces gaz sont les chlorofluoro-carbones (CFC), les hydrochlorofluoro-carbones (HCFC), les hydrofluorés-carbones (HFC), et les carbones perfluorinated (PFC).

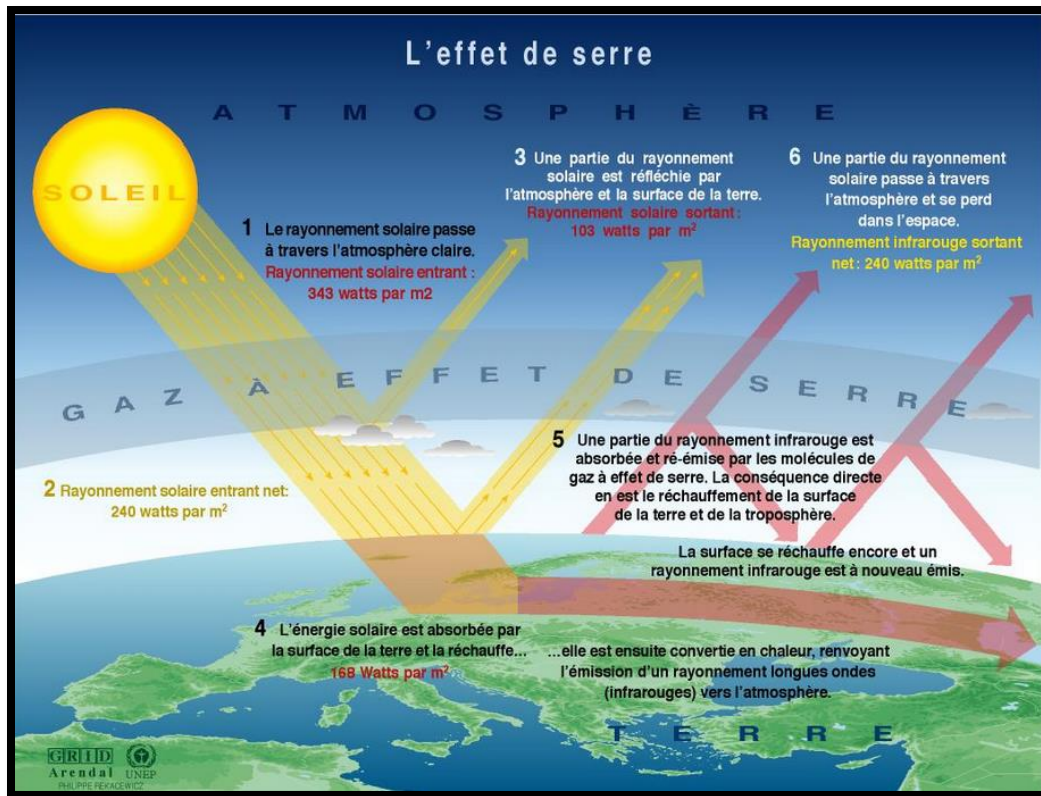


Figure 1: Scénario de réchauffement global. Tirée de PNUE 1996.

2.1.2. L'impact des gaz à effet de serre

Le principal impact de l'effet de serre est le changement de la température globale. Cet impact affecte la production alimentaire dans les régions arides et semi arides en raison de faibles précipitations. Certains de ces endroits pourraient devenir désertiques ou le système de culture serait déplacé vers les zones de montagne. L'élévation du niveau de la mer est prédite sur la base d'une augmentation de la température. Les changements de température et la pluviométrie vont imposer des pressions sur les plantes et la vie animale des différentes zones écologiques. Le système écologique le plus touché est les récifs coralliens, qui est l'écosystème le plus diversifié de la planète avec pas moins de 3000 espèces (Pokhrel, 1998). L'habitat de la faune et de la végétation est également touché entraînant l'extinction d'espèces en voie de disparition. Ainsi, une fois perturbé, l'équilibre écologique ne pourra être restauré qu'au prix d'une longue procédure.

2.2. Les émissions de méthane dans les sites d'enfouissement

Les émissions globales de méthane provenant de sites d'enfouissement par année ont été estimées entre 500 et 800 Mt eq. CO_2 au niveau mondial (IPCC 2007). Les sites d'enfouissement au Canada émettent de l'ordre de 1.3 Mt par an, ce qui représente 25 % des émissions anthropogéniques de CH_4 au pays durant l'année 2004 (Environment_Canada 2008).

Au Québec, en 2010, 4,1 Mt eq. CO_2 ont été émises par les sites d'enfouissement de déchets (Environnement Canada 2013, MDDEP 2013). Sur les sites d'enfouissement, les émissions surfaciques de CH_4 peuvent varier de 0,0002 à 4000 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (De Visscher et al., 2004). Chanton et al., (2009) ont rapporté une gamme de valeurs variant de 52 à 102 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ lors d'une campagne de 42 mesures aux États-Unis. Abichou et al., (2011) ont réalisé des mesures sur 11 sites d'enfouissement, aux États-Unis également, et ont obtenu des flux de CH_4 variant de 0,1 à 175,7 $\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$.

Le bilan massique comprend plusieurs processus : la méthanogène, l'extraction, les émissions, la migration, l'oxydation et le stockage. La méthanogène est la génération de CH_4 par la dégradation anaérobie de la fraction organique des déchets enfouis. Cette dégradation est complexe et résulte d'un ensemble de processus chimiques et biologiques (Héroux 2008). Scheutz et al. (2009) rapportent que l'efficacité des systèmes d'extraction du biogaz se situe typiquement entre 50 et 60%. Par contre, Spokas et al. (2006) rapportent des efficacités d'extraction du biogaz entre 92 et 97% avec un système de captage actif du biogaz.

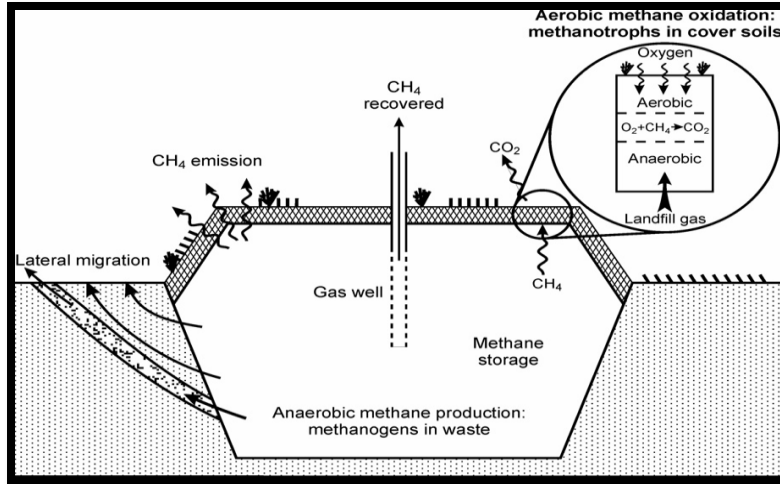


Figure 2 : Bilan massique total du CH₄ dans une cellule d'enfouissement, tiré de (Scheutz et al. 2009)

$$\text{CH}_4 \text{ production} = \text{CH}_4 \text{ récupération} + \text{CH}_4 \text{ émissions} + \text{CH}_4 \text{ oxydation}$$

Pour chaque tonne de déchets solides municipaux humide sans prétraitement, on estime qu'environ 200 m³ de biogaz sont formés. En considérant que 60 % du volume du biogaz est constitué de méthane, il s'obtient un potentiel spécifique de génération d'approximativement 120 m³ CH₄/t de déchets solides municipaux (Bahr et al., 2006). Humer et Lechner. (1999) ont estimé un potentiel spécifique de génération de méthane à environ 80 à 120 m³ CH₄/t. De plus, ces auteurs estiment que pour 20 m³ de déchets, le facteur d'émission de CH₄ est d'environ 200 à 250 l CH₄/m²/j pour les 10 premières années d'exploitation du site d'enfouissement.

Il est difficile de contrôler la migration de l'ensemble des gaz d'enfouissement. Cependant, il y a certains procédés par lesquels elle peut être contrôlée afin de réduire les émissions atmosphériques, de minimiser la surface de la migration souterraine, de minimiser les rejets de matières odorantes, de réduire les explosions, et de recueillir pour la production d'énergie. Ces procédés incluent notamment :

- une gestion efficace des déchets solides pratiques;
- une priorisation des autres voies de valorisation des déchets;
- la collecte de gaz de décharge et;

- la promotion de l'oxydation du méthane dans les sites d'enfouissement.

2.2.1. Le biogaz dans les sites d'enfouissement

Le biogaz est le produit de la décomposition anaérobique de la partie organique des déchets municipaux éliminés dans les sites d'enfouissement. Les deux grands phénomènes responsables de la migration des gaz dans un milieu poreux non saturé tel que les BOPM sont l'advection et la diffusion.

Tableau 1 : Composition typique du biogaz émis par un site d'enfouissement. Tirée de Lisk 1991

Composé	Pourcentage (%)
Méthane (CH ₄)	47.4
Dioxyde de carbone (CO ₂)	47.0
Azote (N ₂)	3.7
Oxygène (O ₂)	0.8
Hydrogène (H ₂)	0.1
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S)	0.01
Monoxyde de carbone (CO)	0.1
Composés traces	1

La composition du biogaz change d'un site d'enfouissement à l'autre surtout en fonction de l'âge des déchets. Cette variation est fonction du type de déchets enfouis comme, par exemple, les déchets domestiques, industriels, commerciaux ou résidentiels et du temps qu'ils ont passé en conditions anaérobiques (Drouin 1995).

L'article 50 de la réglementation sur l'enfouissement des matières résiduelles au Québec (REIMR) décrit la liste des matériaux obligatoires pour les recouvrements finaux. Ce règlement, visant les exploitants des sites d'enfouissement, est entré en vigueur en janvier 2006 (MDDEP 2006). Grâce à lui, les dirigeants des sites d'enfouissement travaillent avec un recouvrement final qui permet d'implémenter une nouvelle technologie pour l'oxydation du méthane. La figure 2 montre la configuration exigée pour le recouvrement final.

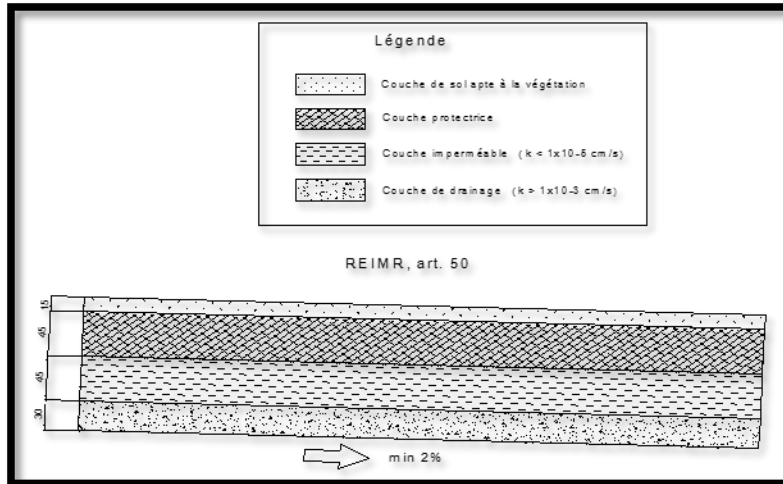


Figure 3 : Recouvrement final demandé par le REIMR. Les dimensions sont en centimètres.

2.2.2. Les biorecouvrements d'oxydation passive du méthane (BOPM)

Les BOPM sont formés de plusieurs couches de sol, comme l'exige la réglementation des matières résiduelles au Québec : une couche de distribution de gaz (sable), suivie d'une couche oxydante (sable silteux) avec une partie de compost pour aider les espèces végétales à pousser. Ces couches sont déposées directement sur la masse de déchets pour permettre de réduire les gaz à effet de serre. Les systèmes biologiques permettent la croissance et l'activité bactérienne et servent ainsi de siège à la réaction d'oxydation.

Les biorecouvrements et les biofiltres constituent des technologies efficaces et intéressantes pour une commercialisation (IPCC 2007). L'avantage des biorecouvrements est qu'ils peuvent être mis en œuvre à grande échelle et peuvent aussi être alimentés par le biogaz directement depuis les sites d'enfouissement.

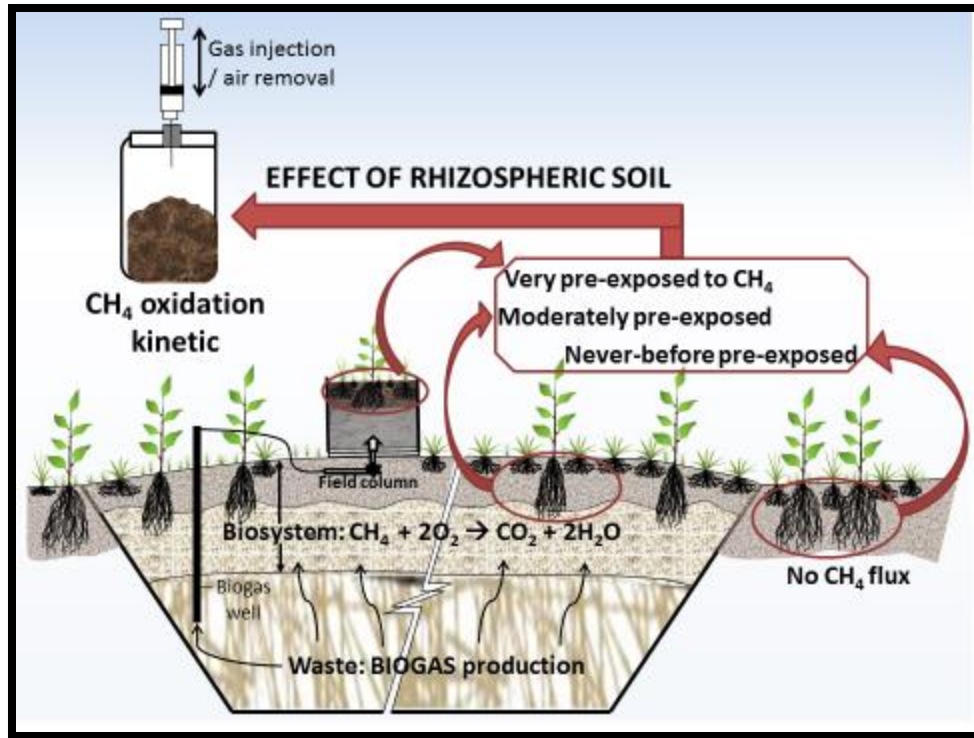


Figure 4 : Schéma d'un biorecouvrement d'oxydation passive du méthane tiré de (Ndanga et al 2016)

La capacité d'oxydation du méthane d'un biorecouvrement dépend des propriétés physiques des matériaux comme la porosité, la disponibilité d'éléments nutritifs (principalement l'azote et le phosphore) pour maintenir le développement de la communauté méthanotrophes (Hilger 2000, Hilger et Humer 2003, Kettunen 2003), les changements de pression atmosphérique affectant le flux advectif des gaz dans le sol, la disponibilité de l' O_2 , les précipitations et la température qui touche principalement l'activité microbienne. (Cabral et al. 2007).

2.2.3. Récapitulation des études sur l'oxydation du méthane par biorecouvirements

Plusieurs études ont démontré un grand potentiel d'oxydation du CH_4 sur les sites d'enfouissement par les biorecouvirements. Une des raisons pour laquelle la réduction du CH_4 est plutôt étudiée dans les sites est que, contrairement aux biofiltres de l'industrie animale, les temps de résidence sont beaucoup plus élevés. Jusqu'à présent, la biofiltration du CH_4 a été d'avantage étudiée sur les sites d'enfouissement (Streese et Stegmann 2003, Gebert et Groengroeft 2006, Dever et al. 2007, Nikiema et al. 2007,

Huber-Humer et al. 2008, Scheutz et al. 2009). Dans la majorité des cas, elle se fait par voie passive avec de plus fortes concentrations initiales de CH₄ de l'ordre de 60% v/v du biogaz. Le tableau 3 est un récapitulatif de plusieurs essais de colonne réalisés et des taux d'oxydation obtenus dans chacun de ces essais.

Tableau 2 : Récapitulatif d'études de quelques essais de colonne. Modifié de Roncato 2009.

Débit de CH ₄	Hauteur de l'échantillon et type de colonne	Substrats testés	Taux d'oxydation maximum (g CH ₄ /m ² /j)	Source
5 ml/min	100 cm avec des prélèvements de gaz	Du sable grossier, une argile de recouvrement de site d'enfouissement et un sable fin	166	Kightley et al., (1995)
7 ml/min	50 cm avec des prélèvements de gaz	Sol d'agriculture et du sol prélevé sur un site d'enfouissement	198	De Visscher et al., (1999)
3 – 9 ml/min	60 cm avec des prélèvements de gaz et mesure de la température	Compost de boue d'épuration, compost de déchet solide et sol de recouvrement	107	Humer et Lechner, (2001)
5 ml/min	80 cm avec des prélèvements de gaz	Sol prélevé d'un site d'enfouissement	99	Stein et al., (2001)
2500 ml/min	Le biofiltre a été formé de 5 parties en PVC de 17 cm de diamètre et 30 cm d'hauteur.	Le biofiltre est rempli d'un mélange de compost, tourbe et copeaux de bois.	90	Du Plessis et al. (2003)

7,5 – 8 ml/min	100 cm avec des prélèvements de gaz	Du compost de feuillage, du compost commercial de jardin, du compost de copeaux de bois et du compost de déchets solides municipaux	400	Wilshusen et al., (2004)
4 – 6 ml/min	30 cm avec des prélèvements de gaz	SDS (compost mûr de boue d'épuration, compost de déchet solide et sable) et SDB (compost mûr de boue d'épuration, compost de déchet solide et morceaux d'écorce	32	Kettunen et al., (2006)
3,5 ml/min	15 et 30 cm avec des prélèvements de gaz et mesure de la pression et de la température	Mélanges de compost et copeaux de bois	50	Perdikea et al., (2008)
2 – 5,5 ml/min	30 cm avec des prélèvements de gaz	MBT (déchets solides municipaux mécanique-biologiquement traité)	82	Einola et al., (2008)
60 ml/min	125 cm en acier avec des prélèvements de gaz	Du compost de résidus de jardinage et un mélange de sable, de	134	Philopoulos et al., (2009)

		compost et de perlite		
2000 ml/min	Six colonnes de (140 cm de haut et 46 cm de diamètre intérieur) construits à partir de PVC (polychlorure de vinyle)	Pépites de pins et de pierre de lave	90	Akdeniz et al. (2011)

2.2.4. La végétation dans les BOPM

L'influence de la végétation dans les biorecouvrements de sites d'enfouissement est un sujet très peu étudié et documenté, alors que cette influence a déjà été étudiée sur les sols de forêts (Reay et al. 2005), des tourbières (Popp et al. 2000), des marécages (Ding et al. 2004), dans les milieux aquatiques (van der Nat et Middelburg 1998) et dans les rizières (Watanabe et al. 1997).

Plusieurs études ont démontré que le taux d'oxydation du méthane est plus élevé durant la phase de croissance et que les modifications diurnes n'affectent pas le taux d'oxydation du CH₄ dans la rhizosphère. Ces observations s'expliquent par une association des bactéries méthanotrophes, permettant de l'oxydation du méthane, avec les racines et les rhizomes. Cette association a été établie pour un grand nombre de plantes aquatiques (King, Roslev et al. 1990, Gerard et Chanton 1993, King 1994, King 1996, Calhoun et King 1997, Lombardi, et al. 1997, Van der Nat et al. 1997).

Selon Hilger et al. (2000), il a été constaté que la rhizosphère des espèces végétales avait un effet positif sur la communauté de la population microbienne. L'effet peut être attribué à l'amélioration de l'approvisionnement en éléments nutritifs, une meilleure rétention de l'humidité, ou de différences dans la population microbienne prédominante. Il reste à démontrer que ces bactéries développées au niveau de la rhizosphère oxydent le CH₄.

Le tableau ci-après donne un récapitulatif de la plupart des essais d'oxydation du méthane dans les biorecouvrements de sites d'enfouissement avec différentes espèces de couvertures végétales.

Tableau 3 : Récapitulatif de certains essais d'oxydation du méthane dans des biorecouvrements visant évaluer l'effet de différents types de plants

Débit de méthane	Hauteur de l'échantillon	Substrats testés	Type de végétation	Taux d'oxydation	Source
69.4 ml/min	65 cm avec des prélèvements de gaz	Sable grossier et compost de boue d'épuration	10% <i>Lolium perenne</i> , 20% <i>Festuca rubra commutata</i> , 15% <i>festuca rubra trichophylla</i> , 15% <i>festuca rubra genuina</i> , 10% <i>festuca ovina</i> , 15% <i>festuca ovina duriuscula</i> et 15% <i>poa pratensis</i> .	35 g CH ₄ /m ² /j	Stralis-Pavese, Sessitsch et al. (2004)
7 ml/min	30.5 cm avec des prélèvements de gaz	63% de sable, 30% sable silteux et 7% d'argile.	<i>Festuca arundinacea</i> Scherb	0.086 ml CH ₄ / j	Hilger, Wollum et al. (2000)
4 ml/min	100 cm avec des prélèvements de gaz	80% sable, 8 % sable silteux, 12% argile et compost	<i>Sporobolus virginicus</i> et <i>panicum repens</i>	12 mol/m ³ /j	Tanthachoon, Chiemchaisri et al. (2008)
3.9 ml/min	100 cm avec des prélèvements de gaz	79.6% de sable, 5.8% de sable silteux et 14.6 d'argile	<i>Sporobolus virginicus</i> et <i>panicum repens</i>	3 mol/m ³ /j	Chiemchaisri, Chiemchaisri et al. (2010)

5.6 l CH ₄ /m ² / h	110 cm avec des prélèvements de gaz	Compost, mélange de limon argileux et sable grossier	Mélange de <i>poaceae</i> (grass), Canada goldenrod (<i>Solidago canadensis</i>) et mélange de légumineuse (pois, tréfle, lentilles, etc.)	3.9 l CH ₄ /m ² /h	Bohn, Gebert et al. (2011)
200 l CH ₄ /m ² / j	40 cm avec des prélèvement de gaz.	Sable grossier et du sol prélevé sur un site d'enfouissement	<i>Chenopodium album L</i>	4.0 µmol CH ₄ /g/h	Wang, Wu et al. (2008)
-	-	-	<i>Salix viminalis et S. aquatica</i>	950 mol /m ² /année	Maurice, Ettala et al. (1999)

2.2.5. Bactéries méthanotrophes

Les propriétés des bactéries méthanotrophes ont été examinées en détail par **Hanson et Hanson (1996)**. Cette section résume les aspects les plus pertinents pour la compréhension de l'écologie fonctionnelle dans la communauté méthanotrophe des sols de biorecouvrements et bio filtres. Les bactéries méthanotrophes sont responsables de l'oxydation du CH_4 en substances plus simples comme les formaldéhydes et éventuellement en CO_2 quand il existe une biodégradation complète dans les BOPM. Il s'agit d'organismes aérobies stricts que l'on retrouve naturellement dans les couches aérées de sol en présence du CH_4 . On distingue deux types de bactéries méthanotrophes : le type I et le type II. La plupart de bactéries de type I forment des kystes et sont incapables de fixer l'azote, excepté certaines espèces telles que les methylomonas et les methylococcus. Les méthanotrophes de type II quant à elles, assimilent la formaldéhyde par la voie de la sérine et sont capables de fixer l'azote (activité de la nitrogénase) (Scheutz et al. 2009). Il s'agit d'un sous-genre de bactéries méthylotrophes uniques dans leur habileté à utiliser le CH_4 comme source de carbone et d'énergie (Huber-Humer, Gebert et al. 2008). La figure 5 montre la voie complète pour l'oxydation microbienne de CH_4 en CO_2 par les méthanotrophes.

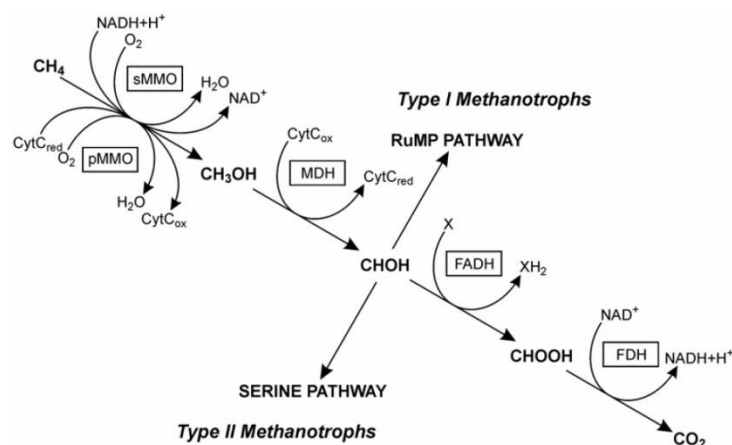


Figure 5 : Réaction d'oxydation du CH_4 en CO_2 tiré de (Scheutz et al. 2009)

2.3. INFLUENCE DE DIFFÉRENTS PARAMÈTRES SUR L'OXYDATION BIOTIQUE

Le taux d'oxydation du méthane n'est pas constant dans tous les types de sol et toutes les conditions environnementales. Il y a différents paramètres qui influent sur le taux d'oxydation du méthane. Bien que l'oxydation effective dans le sol ne soit pas encore complètement

comprise, certains paramètres identifiés chargés de contrôler l'oxydation du méthane sont l'oxygène, le méthane, la concentration de dioxyde de carbone, le potentiel redox, le pH, la température, les types de sol (y compris l'état de compaction du sol), la teneur en humidité, les nutriments et la matière organique du sol (Pokhrel, 2006). Certains des paramètres influents (végétation, rhizosphère, température, teneur en eau massique et matière organique) et leurs effets sont expliqués ci-dessous.

Malgré le fait que les bactéries méthanotrophes soient naturellement présentes dans la portion aérobie des recouvrements de sites d'enfouissement, leur efficacité à oxyder le CH_4 en CO_2 dépend de plusieurs facteurs géotechniques, biologiques et météorologiques.

2.3.1. Végétation

Les plantes peuvent stimuler la production de CH_4 en fournissant des substrats pour les bactéries méthanogènes et faciliter l'oxydation du CH_4 en fournissant de l' O_2 dans la rhizosphère pour les bactéries méthanotrophes (Jia, 2001).

Les plantes peuvent exercer de diverses manières un effet important sur la croissance et l'activité de méthanotrophes. En effet, les plantes peuvent modifier les conditions du milieu comme le taux d'humidité, le pH la diffusion de l'oxygène, etc. Comme il a précédemment été mentionné, la température, l'humidité et la charge organique viennent modifier la barrière d'oxydation passive du méthane. (Christophersen, et al. 2000 ; Humer et Lechner, 1999). Ainsi, la présence de plantes peut venir affecter les conditions du sol permettant une plus grande influence sur les biorecouvrements. De plus, la variété de végétaux présents peut influencer les résultats.

2.3.2. Rhizosphère

Des études récentes ont souligné que le taux d'oxydation du CH_4 était plutôt présent dans la saison de croissance (Van der Nat et Middelburg 1998, Popp et al. 2000)

Des études sur les sols des forêts (Reay et al., 2005), des tourbières (Popp et al., 2000), des marécages (Ding, 2004) et des cultures de riz (Watanabe, 1997) ont démontré que la disponibilité de l'oxygène dans la rhizosphère et l'efficacité de l'oxydation du méthane dépend des espèces et des aspects physiologiques des plantes. Il ne faut pas oublier que l'oxydation du méthane passe par les bactéries méthanotrophes. Ainsi, la diversité bactérienne peut grandement influencer l'oxygénation du méthane. Stralis-Pavese et coll. (2004) ont observé une grande

diversité de méthanotrophes dans une simulation de site d'enfouissement avec un recouvrement constitué d'un mélange d'herbes.

Certaines études ont démontré que le taux d'oxydation du méthane est plus élevé de manière significative dans les plantes aquatiques lors de la phase de croissance. De plus, il a été constaté que les modifications diurnes n'affectent pas le taux d'oxydation du CH₄ de la rhizosphère. Le taux d'oxydation du méthane était plus bas lorsque les plantes étaient à maturité. (Van Der Nat et al., 1998). Ces observations s'expliquent par une association des bactéries méthanotrophes, permettant l'oxydation du méthane avec les racines et les rhizomes. Cette association a été établie pour un grand nombre de plantes aquatiques (Van Der Nat et al., 1997 ; Calhoun et King, 1997; Lombardi et al. 1997; King 1994, 1996; Gerard et Chanton, 1993; King et al. 1990).

2.3.3. Température

Un facteur important affectant l'activité des méthanotrophes dans les couvertures de site d'enfouissement est la température. La température optimale pour les méthanotrophes est de 20-35°C (Spokas et Bogner, 2011) En outre, des études antérieures ont montré que les méthanotrophes sont plus sensibles à d'autres facteurs réglementaires, telles que la limitation des nutriments lorsque la température ambiante est inférieure à leur plage optimale (<15 ° C) (Albanna et Fernandes, 2009). La teneur en éléments nutritifs des matériaux de couverture diminue naturellement au cours du temps en raison de la croissance des plantes et des processus microbiens (Scheutz et al., 2009). Cependant, Gebert et al. (2003) et Börjesson et al. (2004) ont constaté que des enrichissements méthanotrophes cultivés à 10°C conduisaient à une évolution vers plus de méthanotrophes de type I avec une température inférieure optimale, ce qui indique que la réponse de la température dans des milieux tels que le sol ou le compost pourrait être en fonction du temps. La baisse de l'oxydation du CH₄ à basse température est probablement due à la réduction de l'activité microbienne (Einola et al., 2008). Une augmentation dans le taux d'oxydation de CH₄ a été observée dans la plage de température de 4-30°C. Le taux d'oxydation de CH₄ a commencé à diminuer rapidement lorsque la température a dépassé 45°C et a été complètement inhibée à 60°C (Wang et al., 2011).

De nombreux chercheurs ont rapporté que seules les bactéries de type I méthanotrophes grandissent à basses températures entre 3 et 10°C, tandis que les deux types (type I et type II) se développent à 20°C (Kallistova et al 2005 ; Borjesson et al 2004 ; Gebert et al 2003; Horz et

al 2002). King et Adamsen (1992) ont confirmé que les processus enzymatiques bactériens à basse température limitent leur performance plus que toute autre condition environnementale. En outre, des températures plus basses affectent négativement la diffusion de l'O₂ à l'intérieur du biosystème, car le coefficient de diffusion dans le sol diminue lorsque la température diminue, comme indiqué par Kettunen et al. 2006.

2.3.4. Teneur en eau massique

Une forte teneur en humidité dans la couverture du sol du site d'enfouissement diminue l'espace des pores disponible pour le transport gazeux et sa diffusion. Les excès d'eau, diminuent la pénétration de l'O₂ dans la couverture du sol, ce qui est le réacteur principal pour le procédé d'oxydation de CH₄. De plus, la diffusion du méthane dans l'eau est plus lente que sa diffusion moléculaire dans l'air (Schnell et King 1995). Il existe plusieurs sources d'eau dans les biosystèmes, comme la réaction de décomposition dans la couche du sol, les précipitations, l'infiltration des eaux de surface, et l'eau provenant de sources artificielles (lixiviats de recirculation) (Abushammala et al. 2014).

L'humidité affecte fortement la capacité de consommation du CH₄ en déterminant le degré de diffusion de CH₄ entre la phase gazeuse du sol et de l'atmosphère (Schnell et King 1995). Albanna et al. (2007) ont rapporté que l'augmentation de l'épaisseur de la couche de sol de 15 à 20 cm a augmenté les valeurs d'oxydation de CH₄ de 29% à 35% pour un sol avec 15% d'humidité, sans ajout d'éléments nutritifs, de 34% à 38% pour un sol avec un 30 % d'humidité, sans adjonction d'éléments nutritifs et de 75% à 81%, pour un sol avec une teneur en humidité de 30%, avec addition d'éléments nutritifs. Plusieurs chercheurs ont trouvé que le taux d'humidité optimum pour la technologie de biosystèmes d'oxydation passive du méthane (BOPM) devait être de l'ordre de 10-20% (Boeckx et al. 1996b; Whalen et Reeburgh 1996; Borjesson et al. 1998).

Une faible teneur en humidité du sol réduit l'activité biologique de la couverture et les résultats du sol dans une réduction de la capacité d'oxydation CH₄ (Teclé et al., 2009). La combinaison de sol sec due à une faible teneur en humidité et à de la chaleur générée par l'oxydation du CH₄ est susceptible de réduire la teneur en eau des pores du sol, ce qui peut faciliter le transport de gaz à travers le biosystème peu profond et peut réduire la capacité d'oxydation, en raison de l'inhibition de l'activité microbiologique qui nécessite une certaine quantité d'eau (Maurice

et Lagerkvist, 2003). La teneur en humidité souhaitable pour l'activité d'oxydation élevée CH_4 est de l'ordre de 11-25% en volume (Teclé et al., 2009).

2.3.5. Matière organique

L'augmentation de la teneur en matière organique du sol améliore la vitesse d'oxydation du méthane (Humer et Lechner, 2001a ; Christophersen et al., 2000; Visvanathan et al, 1999). Des essais d'oxydation du méthane sur terrain ont indiqué une augmentation de l'efficacité des biorecouvrements à grande échelle avec l'addition du compost (Barlaz et al., 2004; Huber-Humer, 2004; Hummer et Lechner, 2001b). Christophersen et al. (2000) ont constaté, à travers des tests d'incubation de sol, que la quantité de matière organique étaient directement proportionnelle aux efficacités pour atténuer les émissions de CH_4 par oxydation. De plus, Ils ont trouvé qu'un ratio adéquat entre humidité du sol et matière organique donné comme résultat un meilleur taux d'oxydation.

Cette constatation, d'amélioration d'efficacité d'oxydation du méthane avec un quantité adéquate de matière organique a été trouvé dans des essais de colonnes par Visvanathan et al. (1999) et dans les systèmes BOPM de couverture de déchets au site d'enfouissement technique par (Abichou et al, 2009 ; Huber-Humer et al, 2008 ; Gebert et Grongroft, 2006 ; Wilshusen et al, 2004 ; et Streese Stegmann, 2003).

De Visscher et al. (2001) ont constaté qu'ajouter des matériaux de compost amélioreraient l'oxydation du CH_4 , parce que le compost est une source de nutriments ainsi qu'un habitat excellent (améliore la structure et porosité du substrat) pour le développement des bactéries méthanotrophes.

Barlaz et al. (2004) ont observé que les composts qui ne sont pas entièrement mature peuvent produire du méthane, car sinon la respiration par d'autres micro-organismes détournera l' O_2 des organismes oxydants le CH_4 (Kettunen et al., 2006). Un compost est considéré mature quand l'essai de respirométrie présente des valeurs inférieures à $500 \text{ mg O}_2/\text{kg.s.v.h}^{-1}$, comme décrit dans la norme BNQ 0413-205-art 9.5. (BNQ, 1997).

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1. MÉTHODOLOGIE DE TRAVAIL

Cette section du mémoire présente la méthodologie expérimentale qui a été conçue pour documenter l'oxydation du CH₄ dans la rhizosphère des biosystèmes testés (voir figure 6). Nous avons utilisé les sols provenant du site d'enfouissement de Saint-Nicéphore dans le secteur de Drummondville et de ses environs. Les essais d'oxydation ont été effectués dans le laboratoire de géotechnique environnementale à l'université de Sherbrooke. Ils consistaient en la détermination du potentiel d'oxydation du méthane des différents types de sol.

Les sols de la rhizosphère, testés ici, étaient associés à trois niveaux de développement des racines, pour différentes espèces de plantes, et à trois niveaux de pré-conditionnement au CH₄. Les plus bas, moyens et hauts niveaux de développement des racines ont été trouvées respectivement dans les sols très pré-exposés, modérément pré-exposés et jamais pré-exposés au CH₄.

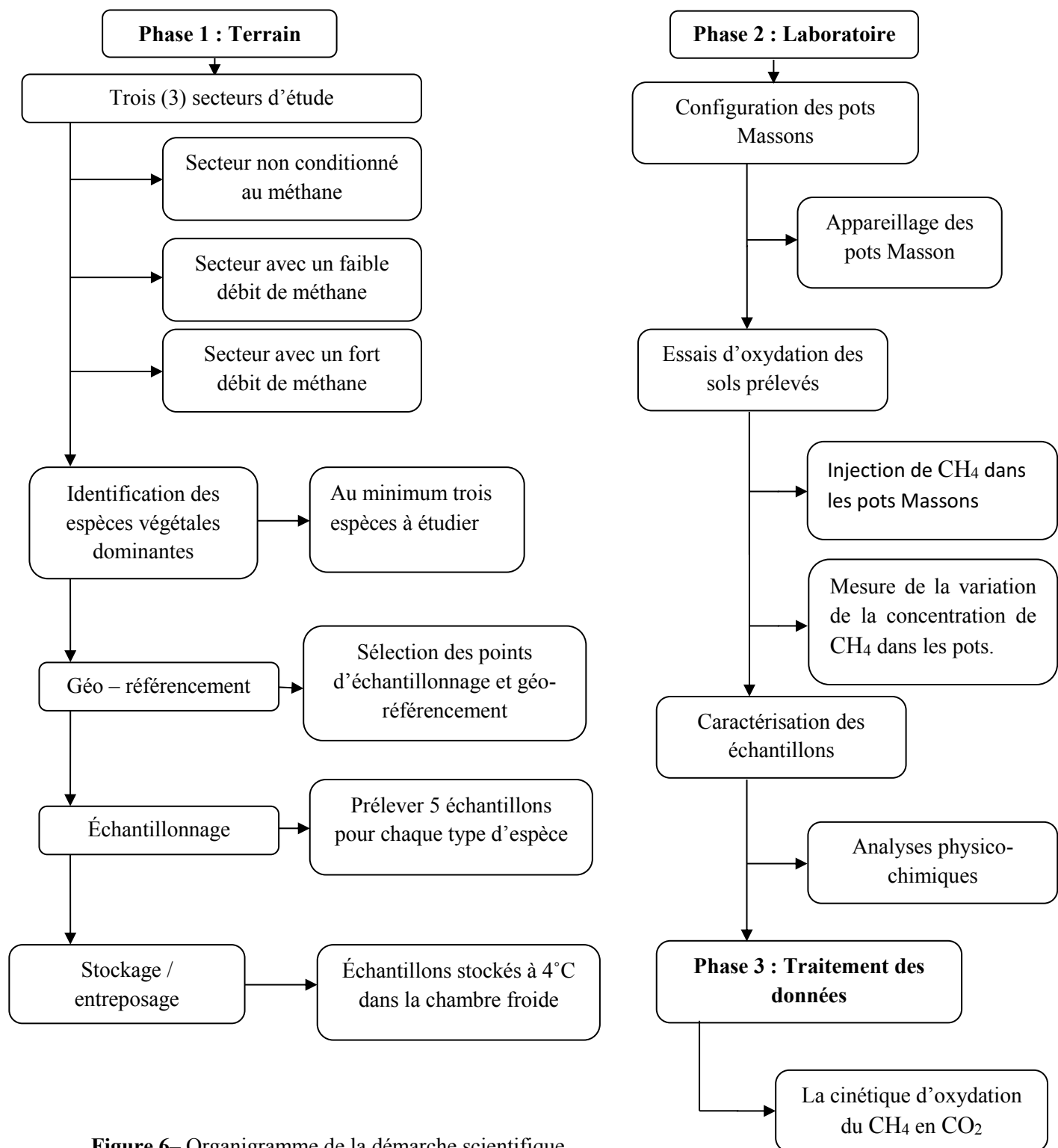


Figure 6– Organigramme de la démarche scientifique

3.1.1 Collecte des échantillons

Pour la récolte des échantillons, deux visites ont été effectuées au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore en été 2013. La première visite, a eu pour but d'identifier les points d'échantillonnage (voir la **Figure 7**) et de les géo-référencer avec l'aide d'un système GPS (Garmin Oregon 550). La deuxième visite avait pour but d'effectuer la campagne d'échantillonnage.



Figure 7 : Identification des points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage ont été sélectionnés en fonction du niveau d'exposition au méthane des diverses plantes. Trois zones ont été choisies : La première zone correspondait à un sol non conditionné (jamais pré-exposée) au méthane, situé à <30 m du site d'enfouissement de façon à obtenir les mêmes espèces végétales figurant sur la couverture finale (NEX) ; la deuxième zone à un sol exposé à un faible débit (modérément pré-exposée - MEX) de méthane, situé dans une zone où la couverture finale a été placée il y a environ 8 ans, avec des émissions de méthane allant de 0 à 500 ppm (inférieures à 200 ppm la plupart du temps), et la troisième zone à un sol exposé à un fort débit (très pré-exposée 300 à 7000 ppm) de méthane (VEX). Pour chacune des zones choisies, les différents types de végétation échantillonnés étaient : le ray grass (*Lolium perenne* L.), le trèfle (*Trifolium spp.*) et la fléole des prés (*Phleum pratense* L.). Pour chaque type de végétation, au moins cinq échantillons ont été prélevés. Ainsi, le nombre d'échantillons prélevés était de 45 (voir figure 11).

La sélection des points d'échantillonnage a été aléatoire, basée sur les critères suivants :

- Pour des échantillons d'une espèce végétale donnée, un point d'échantillonnage sera retenu si, sur une surface d'au moins 1,5m x 1,5m, cette espèce représente au moins 80% de la population végétale ;

- Les échantillons provenant de la zone exposée à un fort débit de méthane sont ceux prélevés dans les colonnes expérimentales présentés dans Ndanga et al 2016.
- Nous considérerons comme sol non conditionné au méthane, les sols situés à au moins 30-m de la limite du site d'enfouissement.

Les carottes d'échantillons (6-cm de diamètre) ont été prélevées à 15-cm de profondeur, région où se développent majoritairement les racines. Le sol rhizosphérique est défini comme le sol qui adhère aux racines après les avoir secouées doucement. Chaque échantillon a été clairement identifié dès son prélèvement : date, numéro du point avec ses coordonnées, type de végétation et caractéristiques de la zone d'échantillonnage. Les échantillons prélevés ont été conservés dans des sacs plastiques stérilisés et transportés dans des glacières au laboratoire. Ils ont été conservés à 4°C dans une chambre froide, en attente des analyses d'oxydation.

3.1.2. Caractérisation des substrats des essais

Les sols ont été classés comme sable fin et leurs caractéristiques physiques naturelles (teneur en eau et matière organique) ont été mesurées avant les tests d'incubation au CH₄. Par ailleurs, les essais d'incubation ont été réalisés sans aucun ajustement de ces caractéristiques initiales.

Avant de commencer les expériences d'incubation, les sols ont été tamisés (maille de 2,5 mm) pour enlever les débris de racines. Les teneurs en matière organique ont été déterminées selon la norme ASTM D 2974-00. Les essais ont été réalisés au début d'essais d'oxydation pour les cinq bloc. Les teneurs en matière organique ont été obtenues à partir du sol rhizosphérique prélevé dans les trois sites étudiés. Les teneurs en eau de chaque substrat ont été déterminées d'après la norme BNQ 2501-170-M-86 (BNQ, 1986)

3.1.3. Essais d'oxydation de méthane

Les échantillons du sols prélevés au site d'enfouissement de Saint-Nicéphore en été 2013 ont été analysés à partir des deux méthodologies différentes. Celles qui sont soulignées dans ce mémoire sont l'analyse de la cinétique chimique fait en 2014 et la cinétique de Michaelis-Menten analysée en 2015 et publiée dans l'article scientifique Ndanga 2016.

Les essais d'oxydation du méthane ont été réalisés dans des pots Masson de 500 ml. Ils visaient à étudier la vitesse de consommation de CH₄ pour chaque type de rhizosphère. Pour ce faire, des tests d'incubation au méthane, encore appelés des tests d'activités d'oxydation du CH₄ ont

été effectués sur les sols de rhizosphère. Chaque pot a été muni, au niveau de son couvercle, d'un port d'injection et d'échantillonnage du méthane.

Environ 100 g de sol humide ont été incubés dans les pots Masson. Une quantité de CH₄ pur a été injectée dans les pots Masson de manière à atteindre une concentration initiale de ~ 45%. Un volume équivalent d'air a été préalablement prélevé dans le pot Masson pour éviter la surpression. La première mesure de gaz dans le «*head space*» a été effectuée dans les 2 premières minutes après l'injection de gaz. Un suivi des concentrations de CH₄, CO₂ et O₂ dans le temps a été effectué en utilisant un chromatographe en phase gazeuse (Micro GC Agilent Technologies 3000A). Ce chromatographe utilise le logiciel Cerity et calcule, sur la base de l'intégration des surfaces, les concentrations volumiques de gaz dans le «*head space*» du pot Masson. Les pots Masson ont été directement connectés au GC et la prise de gaz s'est faite manuellement (figure 10). L'incubation dans chaque pot a continué jusqu'à la réduction de la concentration de CH₄ de ~ 1%.

Il convient de mentionner que les pots étaient hermétiquement fermés et un test de vérification de leur étanchéité a été effectué en premier lieu en remplissant les contenants d'eau et en le renversant pour observer les éventuelles fuites (Figure 8 et Figure 9). Par ailleurs, des pots Masson, appelés « contrôles », ne contenant pas de sol, ont été également mêlés à l'analyse pour prendre en compte les éventuels biais de l'étude.



Figure 8 : Contenant rempli d'eau



Figure 9 : Vérification d'étanchéité

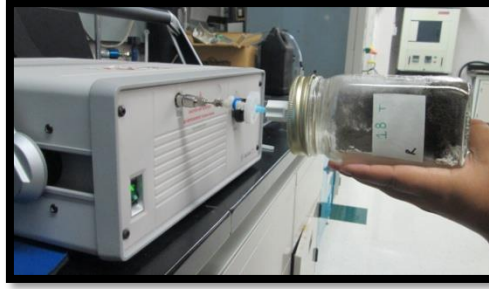





Figure 10 : Mesures de gaz à partir de micro GC 3000A

3.1.4. Méthode d'analyse des gaz

Les analyses ont été effectuées un bloc (Figure 11) à la fois et trois paramètres ont été définis afin de décrire la cinétique d'oxydation de CH_4 : le temps de latence, qui est le temps nécessaire pour qu'une accélération de la consommation de CH_4 soit visible ; le taux d'oxydation, k , et la demi-vie de l'oxydation de CH_4 (liée au taux d'oxydation). Les deux derniers sont respectivement la pente moyenne de la consommation du CH_4 en fonction du temps CH_4 parcelle, et le temps requis pour que la concentration de CH_4 diminue de moitié dans le headspace.

Le taux d'oxydation a été obtenu en ajustant les concentrations de CH_4 mesurées à la cinétique d'oxydation d'ordre zéro, c'est-à-dire $k = dC / dt$, où C est la concentration. k a été normalisée au poids sec du sol et son unité était $\mu\text{mol CH}_4 / \text{g sol sec. /h}$.

	Block 1	Block 2	Block 5
				
NEX {	<i>L. perenne</i> (1)	<i>L. perenne</i> (2)	<i>L. perenne</i> (5)
	<i>T. pratense</i> (1)	<i>T. pratense</i> (2)	<i>T. pratense</i> (5)
	<i>P. pratense</i> (1)	<i>P. pratense</i> L.(2)	<i>P. pratense</i> L.(5)
MEX {	<i>L. perenne</i> (1)	<i>L. perenne</i> (2)	<i>L. perenne</i> (5)
	<i>T. pratense</i> (1)	<i>T. pratense</i> (2)	<i>T. pratense</i> (5)
	<i>P. pratense</i> L. (1)	<i>P. pratense</i> L.(2)	<i>P. pratense</i> L.(5)

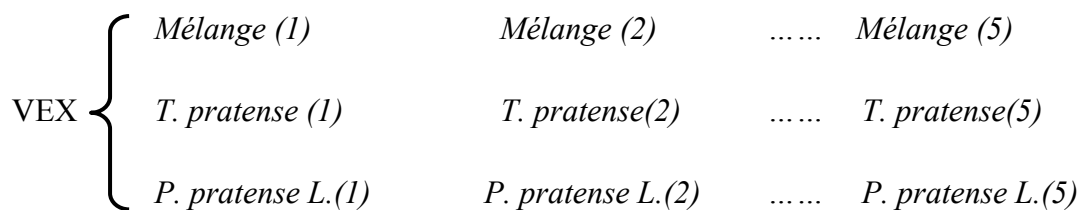


Figure 11 : Organigramme de l'analyse oxydation de méthane où NEX (sol non conditionné au méthane), MEX (un sol avec un faible débit de méthane) et VEX (un sol avec un fort débit de méthane).

4. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

Cette étude présente les résultats pour les essais d'oxydation de méthane dans les sols rhizosphériques. Les sols étaient associés à trois niveaux de développement des racines, pour différentes espèces de plantes, et à trois niveaux de pré-conditionnement au CH₄. Les essais d'oxydation y sont présentés comme le potentiel de la rhizosphère, la théorie de la cinétique d'oxydation, les résultats de cinétique de la réaction et la caractérisation du sol avant et après les essais. Pour leur part, la discussion sur les essais et la comparaison d'oxydation de CH₄ dans les trois zones qui ont été étudiées.

4.1. Résultats des essais du potentiel de la rhizosphère

L'influence de trois types de rhizosphères dans trois zones d'échantillonnage différentes sur la consommation de méthane a été étudiée avec les essais de pot Masson en décembre 2013 et janvier et février 2014. L'ensemble de ces essais a été réalisé en cinq *batch*, dans laquelle étaient analysés les trois sol rhizosphérique de chaque zone comme décrit dans la figure 10 sur l'organigramme des essais. Les cinétiques de consommation de CH₄ sont présentées dans la figure 11 ci-dessous. La concentration de CH₄ est en fonction de la concentration de CH₄ à l'instant *t* (contrôlée fréquemment) et la première concentration de CH₄ dans l'espace d'air « *head space* » (45%). Les courbes représentent la moyenne des cinq répliques de la rhizosphère des sols.

Pour toutes les espèces de plantes étudiées ici, il a fallu 50 à 200 heures pour que le sol rhizosphérique oxyde tout le CH₄. Il est à noter que les courbes moyennes des concentrations de méthane ont commencé à se stabiliser à peu près au même moment dans tous les cas. La

durée moyenne de la consommation totale de CH_4 était de 140 heures. Indépendamment des espèces végétales, les courbes moyennes pour le NEX sols sont presque superposées, ce qui suggère que les espèces végétales étudiées ici ne portent pas atteinte à la réponse CH_4 des sols NEX, pour autant que l'oxydation du CH_4 est concerné. Toutefois, pour les sols MEX et VEX, les courbes obtenues pour le trèfle rhizosphère du sol étaient au-dessous des autres, ce qui suggère que la consommation de CH_4 dans cette rhizosphère a été plus rapide qu'avec la fléole, la ray-grass ou le mélange de rhizosphère.

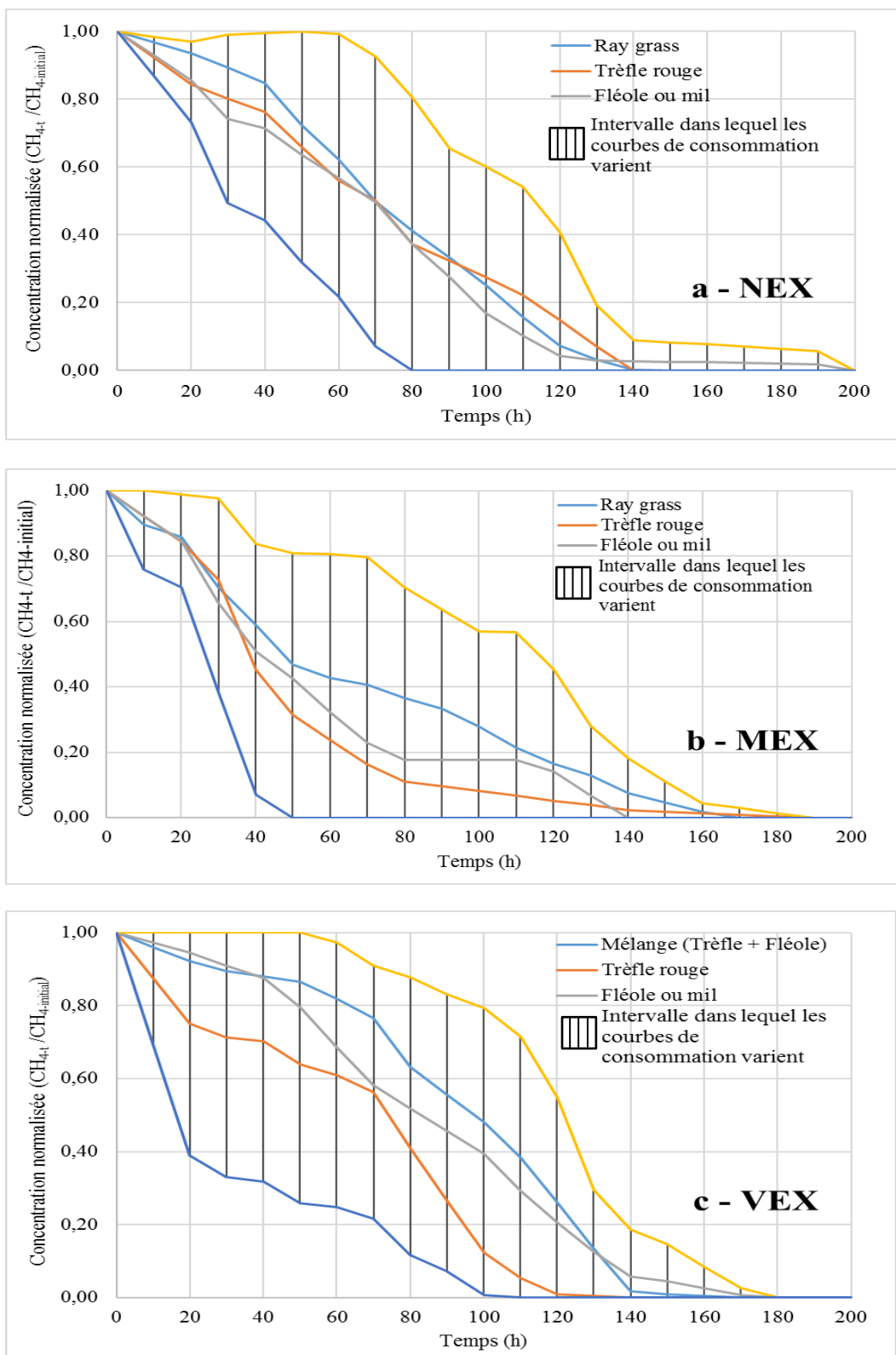


Figure 12 : Diminution des concentrations de CH_4 en fonction du temps au sol rhizosphérique (a) sol non conditionné au méthane, (b) sol exposé à un faible débit de méthane et (c) sol exposé à un fort débit de méthane.

Comme prévu, les courbes de concentration de CH₄ normalisé entre répétitions sont très variées (zone hachurée). Cette variation a été attribuée au fait que les échantillons ne sont pas homogènes. Ces variations pourraient donc être une conséquence des caractéristiques spécifiques des échantillons, tels que la teneur en eau et la teneur en matière organique. Pour la fléole des prés, par exemple, il a fallu 50 heures pour une répétition de consommer tout le CH₄, considérant que pour une autre répétition, il a fallu 190 heures.

4.1.1. Théorie de la cinétique d'oxydation

Ce travail expérimental a été conçu pour documenter l'oxydation du CH₄ dans la couche rhizosphère des biosystèmes testés. Les sols rhizosphérique associés à 3 niveaux de développement des racines pour des espèces de plantes différentes, ont été exposés à 3 niveaux de pré-conditionnement du CH₄. Comme schématisé sur la précédente figure 11, un bas, un moyen et un haut niveau de développement des racines ont été trouvés dans les sols respectivement pré-exposés, très pré-exposés, modérément pré-exposés et non-exposés. L'approche de cinétique chimique utilisée est couramment employée pour évaluer la capacité des matériaux du sol à oxyder le CH₄. Elle implique une incubation de traitement par lots pour la détermination des paramètres cinétiques, tels que le taux potentiel d'oxydation de CH₄ et de sa demi-vie associée ($T_{1/2}$).

Les analyses ont été effectuées un bloc à la fois (Figure 11) et 3 paramètres ont été définis afin de décrire la cinétique de l'oxydation du CH₄: le temps de latence, qui est le temps nécessaire à l'accélération rapide de la consommation de CH₄ ; la vitesse d'oxydation, k , et l'oxydation de CH₄ demi-vie (par rapport au taux d'oxydation). Les deux derniers sont respectivement : la pente moyenne de CH₄ consommé en fonction du temps de terrain, et le temps nécessaire à la concentration de CH₄ pour diminuer de moitié dans le vide.

Le taux de biodégradation de méthane dans les *batch* est en fonction des conditions d'opération et des microorganismes présents dans le sol rhizosphérique. Le taux de biodégradation peut être défini par la capacité d'élimination et le comportement cinétique. Le taux d'oxydation a été obtenu en ajustant les concentrations de CH₄ mesurées comme étant d'ordre zéro, c'est à dire – vitesse = k , où k a été normalisée au poids sec du sol et son unité est le $\mu\text{mol CH}_4 / \text{g dw} / \text{h}$.

L'intégration de l'équation de vitesse intégrée est :

$$[C] = [C]_0 - kt$$

Il peut être observé dans la présente étude que toutes les valeurs de k se situent dans le même ordre de grandeur (tableau 4). Cela suggère que, pour les matériaux du sol étudié ici, l'oxydation de CH_4 n'a pas été affectée par les espèces végétales de niveau préexposition CH_4 . Afin de confirmer cette observation, une ANOVA à sens unique a été réalisée en utilisant l'oxydation du méthane demi-vie, ce qui représente le temps requis pour que la concentration d'un produit chimique diminue de moitié. La demi-vie est une fonction directe de la vitesse d'oxydation et est calculée selon l'équation suivante :

$$t_{1/2} = \frac{0.5 \times [CH_4]_{\text{initial}}}{k}$$

Les résultats ont été analysés de deux manières différentes. La première est le temps de latence d'oxydation de CH_4 et la deuxième est la réaction de demi-vie. Pour obtenir le temps de latence, nous avons réalisé une ANOVA d'une seule variable qui nous a donné un graphique de concentration de méthane en pourcentage (axe Y) en fonction du temps (axe X). Dans ces graphiques réalisés pour tous les traitements, on a fait un lissage visuel de la courbe pour déterminer à partir de quel moment, est produite la dégradation du méthane par les microorganismes.

4.1.2. Résultats de cinétique de la réaction

Le tableau 4 montre la moyenne des taux d'oxydation (k) des 5 répétitions et l'écart-type. La constante k représente le taux de consommation CH_4 avec le temps. C'est la pente moyenne de toute l'expérience d'oxydation du CH_4 (jusqu'à ce que $[CH_4] \sim 0\%$). Par conséquent, plus la valeur de k est élevée, plus vite est la réaction. Afin de déterminer l'ordre de réaction, des analyses de régression linéaire ont été effectuées en utilisant les résultats des essais de consommation réalisés avec les 5 répétitions de chacun des 9 traitements. Les modèles cinétiques testés ont été d'ordre zéro et un. La condition limitante était la concentration de CH_4 initiale, qui a été fixée à 45%. La plupart des traitements ont été du modèle cinétique d'ordre zéro (R_2 est statistiquement significatif lorsque l'on considère $p < 0,05$). En conséquence, les taux d'oxydation ont été calculés en utilisant le modèle de réaction d'ordre zéro. Cela corrobore ce

qui est habituellement obtenu en cas de haute concentration (Kightley, D et all 1995 et Czepiel, P.M. et all 1996) Initiale du CH₄.

Tableau 4: Les taux d'oxydation moyenne du méthane dans les trois types de sol.

Type de sol	Espèces végétales	Taux d'oxydation (k) ($\mu\text{mol CH}_4/\text{g d.w./h}$) ¹
NEX	Trèfle (<i>Trifolium patense</i>)	0.75 \pm 0.29
	Fléole ou mil (<i>Phleum prantense</i> L.)	0.97 \pm 0.35
	Ray grass (<i>Lolium parenne</i>)	0.80 \pm 0.30
MEX	Trèfle (<i>Trifolium patense</i>)	1.21 \pm 0.60
	Fléole ou mil (<i>Phleum prantense</i> L.)	1.05 \pm 0.48
	Ray grass (<i>Lolium parenne</i>)	0.79 \pm 0.54
VEX	Trèfle (<i>Trifolium patense</i>)	0.94 \pm 0.65
	Fléole ou mil (<i>Phleum prantense</i> L.)	0.63 \pm 0.21
	Mélange (Trèfle et Fléole)	0.53 \pm 0.12

¹ Les données suit le format moyenne \pm écart-type ($n = 5$).

Les valeurs de taux d'oxydation obtenus dans cette étude sont très proches de ceux rapportés dans la littérature pour les sols de couverture de site d'enfouissement. Dans un article de Scheutz et al 2009, les taux d'oxydation rapportés pour les sols d'enfouissement se trouvent dans la même gamme que ceux présentés ci-dessus, à savoir 0,5 à 1,2 $\mu\text{mol CH}_4 / \text{g.d.w.} / \text{h}$ (8-19 $\mu\text{g CH}_4 / \text{g.d.w.} / \text{h}$).

La figure 13 présente la moyenne ($t_{1/2}$). Le résultat de l'ANOVA est présenté dans le tableau 5. Comme dans le temps de latence, le MEX-sol montrait les plus faibles valeurs de demi-vie, ce qui suggère que la consommation CH₄ a été plus rapide dans ce sol rhizosphérique. En effet, il existe une différence moyenne du sol MEX pour l'oxydation du méthane (tableau 4). Cependant, l'analyse statistique réalisée dans tous les échantillons, y compris la valeur de demi-vie obtenue pour le sol MEX, a révélé que les différences entre les demi-vies des traitements ne sont pas significatives ($p > 0,05$). Ainsi, la différence du taux d'oxydation ne peut être attribuée aux espèces végétales combinées à la préexposition du méthane, avec ou sans la valeur aberrante. Dans les présents cas, les différences de demi-vie seraient attribuées à des facteurs tels que la

teneur initiale en eau des échantillons, la teneur en matière organique, la biomasse microbienne et le stade de développement des racines (Christophersen, et al. 2000; Humer et Lechner, 1999).

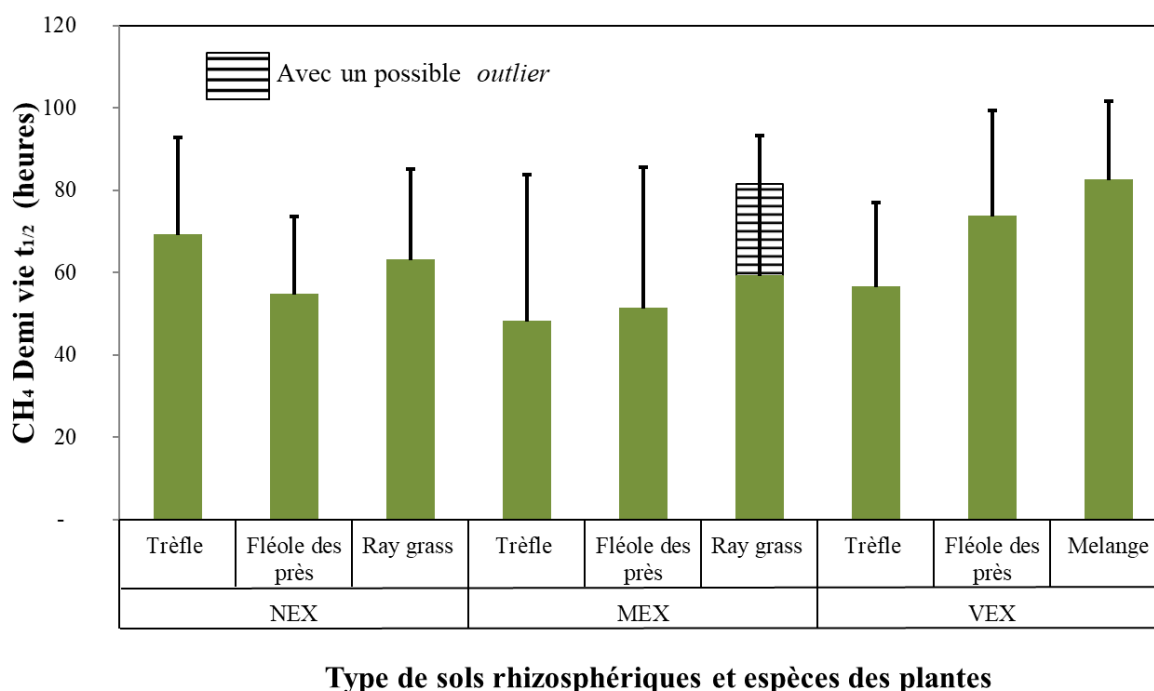


Figure 13 : Graphique des données de la demi-vie de l'oxydation du méthane dans la rhizosphère de NEX, MEX et VEX sols pour différentes espèces de plantes. Les barres d'erreur sont les écarts-types de résultats de test à partir de cinq répétitions

Pour différencier l'effet possible des espèces végétales de l'effet de la préexposition CH₄ sur la valeur de t_{1/2}, une ANOVA à deux voies a été réalisée avec le trèfle et la fléole des prés pour les sols NEX, MEX et VEX. Cette analyse montre que les deux facteurs (espèces végétales et préexposition du méthane) n'ont pas d'effet significatif sur le t_{1/2} (p > 0,05). Un test d'interaction entre ces deux facteurs sur le t_{1/2} a également montré que les espèces végétales ne réagissent pas (p > 0,05) CH₄ préexposition, pour autant que la demi-vie d'oxydation du CH₄ est concernée.

La figure 12 révèle trois phases des courbes de consommation : le temps de latence, la consommation élevée de CH₄ et le temps de consommation résiduelle. Le temps de latence, dont les valeurs sont présentées dans la figure 14, est le temps nécessaire pour que le sol accélère sa consommation de CH₄. La phase de forte consommation de CH₄ correspond à une période de consommation de CH₄ accélérée, à savoir où le taux d'oxydation (k) est le plus élevé. La phase

de la consommation résiduelle est associée au ralentissement de la courbe de consommation de CH₄. Le temps de latence pour les sols MEX ($29,9 \pm 22,2$ h) est plus courte que ceux des sols NEX et VEX ($45,7 \pm 21,3$ h et $45,2 \pm 16,5$ h, respectivement). Par ailleurs, la figure 14 montre que la consommation de CH₄ est plus rapide pour MEX que pour les deux autres sols. En effet, au bout de 60 heures, 50 à 75% du CH₄ a été consommé dans les sols MEX, alors que seulement 20 à 40% a été consommé dans les sols NEX et VEX. Les échantillons des NEX et MEX ont été prélevés dans des endroits où la végétation avait été mise en place depuis plusieurs années. Bien qu'aucune analyse microbienne n'ait été réalisée pour ce projet, on peut s'attendre à trouver des zones de racines bien établies et de la biomasse microbienne dans ces échantillons de sol. Le fait que les sols MEX avaient été pré-exposés au CH₄ pendant plusieurs années a conduit à la réduction des temps de latence (figure 14), tandis que les temps de latence pour les échantillons NEX étaient plus longs car les échantillons n'avaient jamais été préalablement exposé au CH₄. Dans le cas des sols VEX, la rhizosphère a été échantillonnée à partir d'essais sur le terrain, quatre mois après que le sol nu ait étéensemencé. Au moment de l'échantillonnage, la végétation a été bien cultivée et la rhizosphère avait été exposée pendant plus d'une semaine à une charge de CH₄ d'environ 200 g CH₄ m²/j – une très forte charge qui pourrait caractériser un «hotspot».

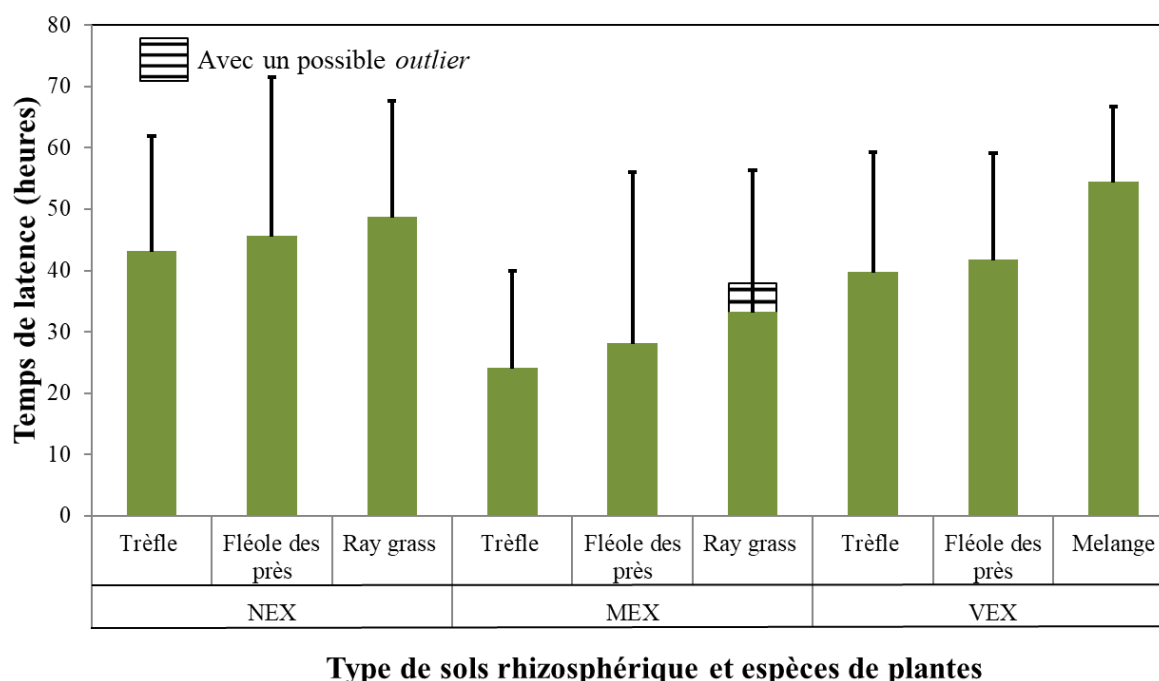


Figure 14 : Le temps de latence de l'oxydation du méthane dans la rhizosphère du NEX, MEX et VEX sols, pour les différentes espèces de plantes.

Une ANOVA réalisée sur les données de temps de latence a révélé qu'il n'y avait pas de différence significative dans le temps de latence entre les 9 traitements ($p > 0,05$). Cependant, une différence significative a été trouvée entre le trèfle-MEX et les sols mélange-VEX. En effet, le plus court temps de latence a été obtenu pour le sol de trèfle-MEX ($23,98 \pm 16,02$ h), et le plus long pour le sol mélange-VEX ($54,31 \pm 12,37$ h). Ce résultat suggère que la rhizosphère du mélange de trèfle et de fléole étudiée ici nécessite plus de temps pour développer une communauté méthanotrophes et accélérer l'oxydation du CH_4 que tous les autres traitements. Dans une étude évaluant l'efficacité d'oxydation de CH_4 (MOE) de biosystèmes couverts de différents types de plantes, Ndanga et al. (2013) a constaté que le plus bas MEO ont été obtenus pour les biosystèmes couverts avec le mélange des plantes utilisé dans la présente étude, plutôt qu'une végétation plus uniforme comme la fléole des prés.

Tableau 5 : Les résultats de l'ANOVA évaluant les effets des espèces végétales et le niveau de CH_4 préexposition sur la demi-vie.

Source	Df	Somme des carrés	Carré moyen	F statistique	p value
Blocque	4	6563.05	1640.76		
Modèle	8	6640.88	830.11	0.9426	0.496
Traitement	8	6640.88	830.11	0.9426	0.496
Erreur résiduelle	32	28180.60	880.64		
Total corrigé	44	41384.53			

4.1.3. Caractérisation du sol avant les essais d'activité

Le but est de vérifier les changements de la teneur en matière organique et en eau du substrat, et les raisons des variations de ces paramètres. Le sol rhizosphérique est défini comme le sol qui adhère aux racines après une douce secousse. Les échantillons de sol ont été recueillis dans le 15-cm de couche supérieure en juillet 2013. Les sols ont été classés comme sable fin et leurs caractéristiques physiques (teneur en eau et matière organique) ont été mesurées. Des tests

d'incubation du CH₄ ont été effectués sans aucun ajustement de ces valeurs initiales (Tableau 6). Avant de commencer les expériences d'incubation, les sols ont été tamisés (maille de 2,5 mm) pour enlever les débris de racine.

Les teneurs en matière organique ont été obtenues à partir du sol rhizosphérique prélevé dans les trois sites étudiés et ils sont présentées dans le tableau 6.

Tableau 6 : Teneur en eau et teneur en matière organique des différents types des sols rhizosphériques testés en laboratoire

Type des sols rhizosphérique	Type de végétation	Teneur en eau (%W)	Matière organique (%)
Sol jamais pré-exposé au méthane (NEX)	Ray grass (<i>Lolium perenne</i> L.)	10,0%	3,2
	Trèfle (<i>Trifolium spp.</i>)	11,3%	3,9
	Fléole des prés (<i>Phleum pratense</i> L.)	13,9%	4,4
Sol modérément pré-exposé un faible débit de méthane (MEX)	Ray grass (<i>Lolium perenne</i> L.)	26,2%	5,6
	Trèfle (<i>Trifolium spp.</i>)	20,9%	4,9
	Fléole des prés (<i>Phleum pratense</i> L.)	21,2%	4,6
Sol très pré-exposé à un fort débit de méthane (VEX)	Trèfle (<i>Trifolium spp.</i>)	21,3%	10,6
	Fléole des prés (<i>Phleum pratense</i> L.)	27,8%	10,3
	Mélange (Trèfle et Fléole des prés)	22,7%	8,9

Pour vérifier s'il existe une différence significative entre les teneurs en matière organique et teneur en eau, le t-test pour des échantillons appariés (« *paired sample t-test* ») avec un niveau de confiance de 95 % a été appliqué. Le coefficient de corrélation de Pearson entre ces deux facteurs est de 0.73, ce qui nous confirme que les sols avec une plus grande quantité de matière organique ont une meilleure capacité de stockage d'eau.

Les deux types de sols (MEX et VEX) qui ont une plus grande quantité de matière organique ont été plus activés au niveau microbien, ce phénomène étant considéré grâce au temps de latence et demi-vie plus bas et de taux d'oxydation supérieurs à ceux du sol NEX.

Une humidité du sol rhizosphérique trop élevée peut retarder le transport du CH₄ par voie gazeuse dans le sol, car la diffusion moléculaire du méthane dans l'eau est 104 fois plus lente que dans l'air (Cabral *et al.*, 2004). Si le degré de saturation du sol (volume d'eau/volume de vide) a une valeur d'environ 85 %, les vides remplis d'air ne sont plus reliés et les gaz se sont diffusés dans la phase liquide (Cabral *et al.*, 2004). Cela diminue la disponibilité du CH₄ et de

l'O₂, limitant de ce fait l'oxydation biologique du CH₄. Ce phénomène, peut affecter les résultats du sol VEX, car les pourcentages de teneur en eau de ce type de sol sont un peu supérieurs, à 24% étant le plus élevé des trois types (12% sol NEX et 20% MEX).

4.2. Discussion

Les résultats présentés ci-dessus montrent qu'il n'y a pas de relation (statistique) claire entre les paramètres suivants : 1) le type d'espèces végétales considérées ici (et leur sol rhizosphérique associé) ; 2) l'oxydation potentielle du CH₄ dans les BOPM ; et 3) le niveau de pré-conditionnement des communautés microbiennes du sol avec CH₄. En outre, Ndanga et al. 2013 a conclu que la profondeur des racines n'a pas influencé le taux d'oxydation du méthane dans les biosystèmes, pour les mêmes espèces végétales étudiées ici. Ces résultats ne corroborent pas à ceux obtenus par Epp et Chanton. (1993), Walton et al. (1994) et Nouchi et al. (1990) entre autres, qui ont conclu qu'il existe une corrélation positive entre l'oxydation du méthane, la profondeur des racines et des espèces végétales dans les zones humides, de la tourbe et d'autres médias anoxiques.

Dans une étude comparant les cinétiques de l'oxydation CH₄ d'un sol argileux rhizosphérique (planté) et un sol argileux non rhizosphérique (non planté), collectées à partir d'une couverture de site d'enfouissement, Wang et al. (2008) n'a trouvé aucune différence significative dans les taux d'oxydation, sauf pour une journée d'échantillonnage. Ils ont conclu que « *la croissance des plantes joue un rôle intégré dans l'amélioration du nombre et de l'activité des bactéries méthanotrophes du sol* ». En outre, plusieurs auteurs ont rapporté des valeurs de k maximales pour le sol non planté sable limoneux et forestiers plus bas que ceux obtenus dans cette étude pendant la phase de consommation élevée CH₄ (obtenu à partir des pentes maximales des courbes présentées dans la figure 12) Hilger et al , 2000 et De Visscher et al , 1999. Cela donne à penser que les sols rhizosphériques peuvent avoir favorisé l'oxydation du CH₄ en fournissant un environnement propice à la croissance et l'activité microbienne. Cependant, pour le compost mûr, Mor et al. 2006 et Scheutz et al. 2009 rapportent des valeurs de taux d'oxydation deux à cinq fois plus grande. Ces résultats ne sont pas surprenants étant donné que la maturité du compost bien structuré a été identifiée et est reconnu comme le meilleur sol pour la consommation du CH₄ (Scheutz et al. 2009).

Il est à noter que, pour des concentrations initiales élevées appliquées au CH₄ (45%), le temps de latence pour tous les sols est inférieur à 3 jours. Les plus faibles temps moyens de latence ont été obtenus pour modérément pré-exposer le sol rhizosphérique au CH₄. Il y aurait intérêt à documenter davantage le rôle de la préexposition, car elle pourrait conduire à de nouvelles stratégies (ou des mesures complémentaires) pour atténuer les points chauds dans des biosystèmes, telles que l'utilisation des sols préalablement exposés autour de points chauds.

Les principales limites de cette étude sont le nombre d'espèces végétales testées. Il serait pertinent d'étudier davantage, par avance, les interactions entre la végétation et l'oxydation du méthane, y compris des phénomènes complexes tels que les changements dans les modes de diffusion de gaz, les changements dans les caractéristiques physiques et chimiques des sols dus à la croissance des plantes, etc.

Les résultats de cinétique chimique réalisés en 2014 présentés dans cette thèse, ont été le début d'une deuxième étude de cinétique Michaelis-Menten en 2015, duquel a sorti un article scientifique publié en 2016 (Ndanga et al, 2016).

En résumé, malgré les améliorations moyennes trouvées au sol MEX (temps de latence, demi-vie plus courte et taux d'oxydation majeur), s'il n'y a pas de changements significatifs au niveau statistique, il n'est pas possible de conclure que cela a une relation directe ni avec les plantes étudiées, ni avec la préexposition au méthane.

5. PROJET SUPPLEMENTAIRE :

BIOFILTRATION

Ce chapitre s'intègre dans le cadre d'un projet de recherche supplémentaire ayant pour but principal d'analyser l'influence de la variation de la température dans les biofiltres pour l'oxydation de méthane. Ce projet permet évaluer le potentiel de réduction des émissions de CH₄ émis par les étables de bovins laitiers à partir de différents types de températures simulant les saisons.

5.1. Les émissions de CH₄ dans le secteur agricole

En 2005 l'agriculture a été, au niveau global, responsable d'environ 5,1 à 6,1 Gt d'éq. CO₂, soit 10 à 12 % des émissions totales d'origine humaine de gaz à effet de serre (GES). Les émissions de méthane ont été d'environ 50 % des émissions du secteur agricole, soit une estimation de 3,3 Gt d'éq. CO₂. De 1990 à 2005, les émissions de CH₄ ont augmenté de 17 % (GIEC/IPCC 2007). Du total de méthane émis par des activités anthropogéniques, l'agriculture en est responsable de 47 %, la fermentation entérique des ruminants étant responsable d'environ 20 % (USEPA 2006).

Dans la figure 16, on peut voir que le secteur de l'agriculture contribue à 38% outre les secteurs anthropogéniques. C'est le secteur qui produit le plus d'émission du méthane. Pour cette raison, ce secteur joue un rôle capital dans l'analyse des émissions anthropiques.

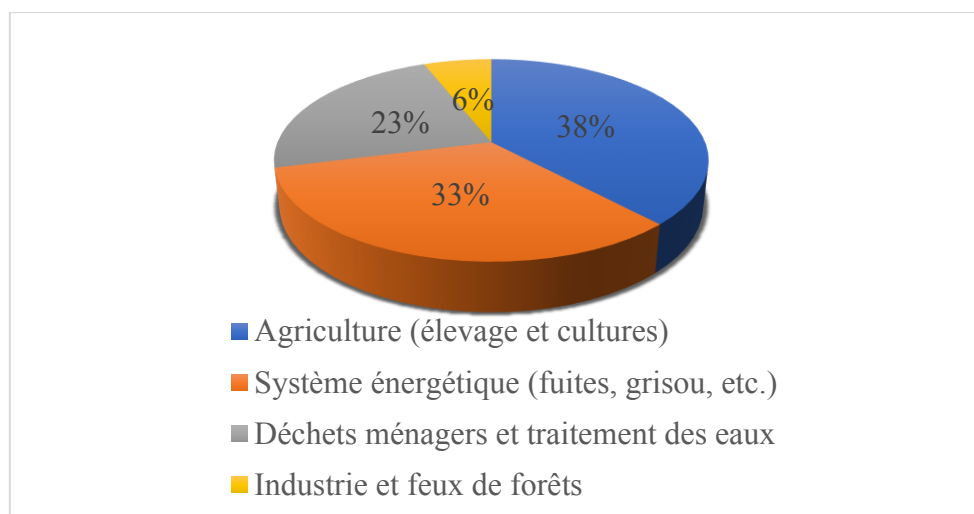


Figure 15 : Distribution mondiale des émissions du méthane par secteur, tiré de (IPCC 2007)

Au Canada, les émissions de GES dues au secteur de l'agriculture n'ont cessé de croître pour passer en 1990 de 9 Mt d'éq. CO₂ (20 % du total des émissions de GES) à 56 Mt d'éq. CO₂ (8 % du total des émissions de GES) en 2010. L'élevage a été responsable de 61 % des émissions du secteur agricole en 2009, avec 34 % (19 Mt d'éq. CO₂) associés à la fermentation entérique. Quant aux émissions totales de CH₄, l'agriculture représentait 24 % des émissions de méthane au pays (Canada 2012).

5.1.1. Les sources d'émission de méthane généré par les bovins

L'activité d'élevage bovin est responsable de 90 % de ces émissions de méthane (Canada 2012). Au sein de ces émissions, la fermentation entérique est le plus important poste d'émission en comparaison à la gestion des fumiers qui est responsable de ces émissions. Cependant, il est important de relativiser la contribution de la fermentation entérique des bovins à l'ensemble des gaz à effet de serre nationaux. À la différence de l'être humain, un ruminant est un mammifère herbivore polygastrique, ce qui lui permet d'utiliser les fourrages, tels le foin et l'herbe, comme principale source de nutriments.

Les fourrages sont riches en glucides complexes, surtout sous forme de cellulose, d'hémicellulose et d'amidon. Dans le rumen, la digestion de ces glucides s'effectue par l'action des microorganismes (bactéries, protozoaires et champignons) qui hydrolysent la matière végétale et libèrent des glucides simples. Par la suite, les glucides simples sont rapidement absorbés par les bactéries anaérobies, les méthanogènes, qui les fermentent en générant les produits terminaux de la digestion.

Ces produits sont principalement les acides gras volatils, les gaz (le CO₂, l'hydrogène et le CH₄) et l'eau (Figure 17), et constituent la base nutritionnelle des ruminants. Les trois principaux acides gras volatils sont l'acétate (65 %), le propionate (20 %) et le butyrate (10 %). L'animal assimile ces acides par diffusion dans le sang (Chouinard, 2002 ; Demeyer et Fievez, 2002 ; Boadi et al., 2004). En effet, les émissions de méthane par les vaches ont souvent été présentées par les moyen (on faisait alors de l'humour avec les flatulences des bovins, alors que, dans les faits, les flatulences des bovins ne représentent que 5 % des émissions liées à la fermentation, le reste étant émis par éructation).

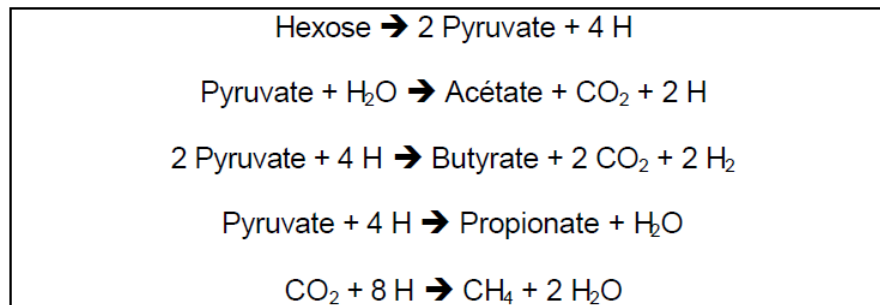


Figure 16 : Produits terminaux de la digestion (adaptée de Chouinard, 2002)

Le CH₄ est un sous-produit généré à partir de l'association du CO₂ et des protons H⁺, qui ont été générés pendant les réactions de fermentation pour la formation de l'acétate et du butyrate (Kebreab *et al.*, 2006). La réaction qui forme le propionate ne produit pas d'ions H⁺, donc elle ne contribue pas à la formation de CH₄. Certaines stratégies alimentaires favorisent la voie menant à la production du propionate, au détriment de l'acétate et du butyrate (Chouinard, 2002; Demeyer et Fievez, 2002; Nature Québec, 2010). Finalement, le méthane s'échappe à travers la respiration, les éructations ou les flatulences.

Comme indiqué dans la section précédente (5.1), le méthane produit pendant la fermentation de la cellulose dans le rumen des ruminants est une source non négligeable de gaz à effet de serre. Les émissions de CH₄ provenant du bétail varient en fonction des rations consommées par les animaux, de leur âge, de leur poids et de leur environnement (Boadi *et al.*, 2004; Tremblay et Masse, 2008).

5.1.2. Les stratégies pour réduire les émissions de méthane des bovins

Il existe plusieurs stratégies de gestion qui peuvent être utilisées dans l'industrie canadienne des bovins de boucherie afin de réduire les émissions de méthane entérique. Au niveau de la nutrition, quelques stratégies d'atténuation ont été proposées pour réduire les dégagements de CH₄ des ruminants (Chouinard 2002, Demeyer et Fievez 2002, Boadi, Benchaar et al. 2004, Nature Québec 2010). Ces stratégies visent à diminuer les émissions de CH₄ en modifiant la fermentation dans le rumen, en inhibant directement la production de méthanogènes et de la population de protozoaires ainsi qu'en détournant les ions hydrogène des méthanogènes (Boadi et al. 2004).

5.1.3. Traitement de l'air par biofiltration

La biofiltration consiste à faire passer un courant d'air à travers un matériau filtrant (le compost, la paille, la tourbe etc.) sélectionné afin de favoriser la croissance de certains micro-organismes capables par des réactions chimiques passives, de filtrer / traiter l'air à son contact. L'application de la technologie de biofiltration dans le secteur agricole pour la diminution des émissions de composés organiques volatils, d'ammoniac et d'odeurs est bien documentée. Cependant, le potentiel des biofiltres à oxyder le méthane en CO_2 et en vapeur d'eau et, de ce fait, à réduire les émissions de CH_4 , reste à déterminer.

En effet, un sol riche en matière organique améliore l'oxydation du CH_4 (Nicolai et al., 1999); ceci est le cas des sols directement disponibles sur les fermes. Ainsi, un biofiltre pour réduire le méthane peut être construit directement sur le site, d'où l'importance d'étudier son potentiel oxydant.

5.1.4. Conditions opérationnelles d'un biofiltre

La biofiltration est un processus naturel de dégradation aérobie des contaminants de l'air par l'oxydation bactérienne. C'est une méthode éprouvée et efficace pour réduire les odeurs et autres émissions gazeuses des installations animales ventilées mécaniquement et des unités de stockage du fumier (Nicolai et al., 2008). Les biofiltres utilisés pour la réduction du CH_4 ressemblent aux systèmes de filtrage des odeurs ou des contaminants organiques de l'air. Dans un biofiltre, les microorganismes sont fixés sur un matériel filtrant qui favorise leur croissance et l'oxydation du CH_4 (Janni et al., 2011).

La biofiltration comprend les étapes suivantes : le transfert des contaminants de l'air à la phase aqueuse, l'adsorption sur le support ou l'absorption dans un biofilm liquide et enfin la biodégradation des contaminants dans le biofilm. Premièrement, le contaminant en phase gazeuse doit être absorbé dans le biofilm liquide. L'absorption dépend de la solubilité du polluant et de la turbulence dans le medium, en modifiant le coefficient de transfert de masse. Ensuite, le contaminant se diffuse à travers le biofilm pour être adsorbé dans un consortium de microorganismes acclimatés. Enfin, les microorganismes décomposent les gaz en dioxyde de carbone et en eau et utilisent l'énergie et des nutriments pour croître et se reproduire (Swanson et Loehr, 1997; Nicolai et al., 1999; Delhoménie et Heitz, 2005; Janni et al., 2011). Dans un

biofiltre, la diffusion et l'absorption des nutriments (azote et phosphore) et de l'oxygène au sein du biofilm se produisent simultanément (Swanson et Loehr, 1997).

Dans un biofiltre, les bactéries méthanotrophes présentes dans le biofilm sont capables d'oxyder le CH₄ en CO₂ en présence d'oxygène (Streese et Stegmann, 2003; Gebert et Groengroeft, 2006; Huber-Humer et al., 2008; Scheutz et al., 2009). La conversion biologique du CH₄ peut être un processus lent en raison de sa faible solubilité en eau. Ainsi, des longs temps de résidence peuvent être nécessaires (Melse et Van Der Welf, 2005).

5.1.5. Facteurs influençant la biofiltration

Matériel filtrant

La sélection du matériel filtrant est essentielle lors de la conception d'un biofiltre, car il doit fournir un environnement propice à la croissance microbienne et être capable de maintenir une porosité élevée pour que l'air circule facilement. Le lit filtrant doit posséder les qualités suivantes (Jorio et Heitz, 1999) :

- un espace suffisant pour le développement d'une population microbienne tout en gardant une structure poreuse et aérée pour permettre la circulation uniforme des gaz;
- une grande surface d'échange pour améliorer la diffusion des contaminants, de l'oxygène et des nutriments ainsi qu'un bon pouvoir de rétention de l'humidité;
- une population microbienne nombreuse et diversifiée;
- des caractéristiques biologiques favorables au développement des microorganismes comme un effet tampon pour le pH et des éléments nutritifs tels que l'azote, le phosphore et le potassium;
- Des propriétés mécaniques suffisantes pour que les couches inférieures puissent supporter à long terme le poids des couches supérieures sans provoquer le tassement du lit, freiner le passage des gaz ou créer des chemins préférentiels.

Les matériaux filtrants typiquement employés dans les biofiltres sont du compost, du sol, de la tourbe, des copeaux de bois ou un mélange de ceux-ci, (car ils satisfont la plupart des critères requis), sont largement disponibles et de faible coût (Schmidt *et al.*, 2004; Delhoménie et Heitz, 2005; Nicolai *et al.*, 2008).

Plusieurs biofiltres évalués dans l'agriculture animale utilisent comme lit filtrant un mélange de copeaux de bois et de compost (Schmidt et al., 2004; Janni et al., 2011). Le compost présente une grande surface de particules et fournit des microorganismes, un environnement riche en nutriments et à haute capacité de rétention d'eau (Nicolai et al., 2008; Janni et al., 2011). En plus, son utilisation constitue un moyen efficace de recyclage et d'utilisation des matières organiques résiduelles (p. ex. résidus domestiques, boues des stations d'épuration des eaux usées, produits forestiers, etc). Toutefois, les composts sont souvent moins stables que les sols ou les tourbes, car ils ont tendance à se décomposer et à se compacter, ce qui peut réduire la porosité et augmenter la perte de charge (Delhoménie et Heitz, 2005).

Les copeaux de bois fournissent de la porosité et de la structure. De plus, son utilisation aide à prévenir le compactage du lit et à retarder le colmatage, en augmentant la durée de vie du biofiltre. Un mélange avec un ratio de 30 % de compost et 70 % de copeaux de bois s'est avéré efficace comme lit filtrant (Girard et al., 2011). Si le ratio passe à 50:50, la porosité a une tendance à être inférieure à celle souhaitée et les pertes de charge sont plus élevées, mais l'efficacité est légèrement plus élevée. Un mélange de compost et copeaux de bois en tant que substrat de biofiltres peut durer entre 2 et 5 ans (Schmidt et al., 2004; Akdeniz et al., 2011).

Généralement, l'épaisseur du substrat d'un biofiltre varie entre 0,25 et 2,0 m. Des couches de lit filtrant plus épaisses résultent en une augmentation de la perte de charge et en un grand potentiel de compaction. Par contre, des substrats moins épais peuvent sécher plus rapidement et ont un potentiel de canalisation du gaz (Jorio et Heitz, 1999; Nicolai et al., 1999; Schmidt et al., 2004).

Temps de résidence et débit d'air

Le temps de résidence indique la quantité de temps que l'air contaminé est en contact avec le substrat d'un biofiltre. Le temps de résidence en fût vide (TRFV) est défini comme le temps qu'il faut à l'air pour s'écouler à travers un volume de la même taille que le substrat. Un grand temps de résidence donne plus de temps pour que le gaz soit traité dans le biofiltre, mais exige un plus grande biofiltre. Le temps de résidence dépend des types de gaz à traiter (p. ex. CH₄ ou H₂S) et de leur concentration (Schmidt et al., 2004).

Le temps de résidence du gaz dans le biofiltre peut être calculé de deux façons :

1) Temps de résidence :

$$\tau = \frac{V_f \theta_a}{Q}$$

2) Temps de résidence en fût vide:

$$\text{ou } TRFV = \frac{V_f}{Q}$$

Où :

τ = temps de résidence (s),

V_f = volume du lit filtrant (m³),

θ_a = porosité à l'air du substrat, où $\theta_a = \theta_t - \theta_w$, où θ_t = porosité et θ_w = teneur en eau volumique du substrat (Sans unités)

Q = débit de gaz (m³/s),

$TRFV$ = temps de résidence en fût vide (s)

Le temps de résidence dans le biofiltre est le TRFV multiplié par la teneur en air disponible pour la circulation du gaz, mais cette dernière est rarement connue, d'où l'adoption du TRFV (Swanson et Loehr, 1997). En général, les TRFV trouvés dans la littérature pour le traitement des odeurs, H₂S et ammoniac varient de 5 à 30s. Cependant, les TRFV pour le traitement du CH₄ peuvent varier de 5 minutes à plusieurs heures. La dégradation biologique du CH₄ dans un biofiltre est un processus lent en raison de sa faible solubilité en eau (Melse et Van Der Welf, 2005).

Lors du traitement de l'air des bâtiments ventilés mécaniquement, les débits d'air sont déterminés par la saison et le type de bétail logé dans le bâtiment, en particulier le nombre, les espèces et la taille. Des débits d'air plus élevés sont nécessaires pendant l'été. Pour la conception d'un biofiltre, on devrait utiliser le taux le plus élevé d'air destiné à la biofiltration. Les ventilateurs des étables doivent être assez puissants pour créer un vide dans le bâtiment pour aspirer l'air frais provenant de l'extérieur tout en poussant l'air d'échappement à travers le biofiltre. Pour une installation d'élevage de bovins laitiers, les débits d'air typiques par animal sont d'approximativement 85 m³/h pendant l'hiver et d'environ 800 m³/h pendant l'été (Schmidt et al., 2004).

Teneur d'humidité

Le contrôle de l'humidité du lit filtrant est essentiel pour la réduction efficace des contaminants à travers un biofiltre. Au niveau de l'activité biologique, la teneur en humidité est un des paramètres les plus importantes et le plus difficile à contrôler (Jorio et Heitz, 1999; Delhoménie et Heitz, 2005). Le manque d'humidité limite le transfert des contaminants de la phase gazeuse et leur diffusion à travers le biofilm liquide, peut causer l'assèchement du lit filtrant et, par conséquent, réduire l'activité des microorganismes et créer de fissures et des chemins préférentiels. Cependant, trop d'humidité peut entraîner la réduction de la porosité, de la surface spécifique disponible pour les échanges gaz / biofilm, ainsi que le compactage du lit, ce qui occasionne une augmentation de la perte de charge et peut créer de zones anaérobies (Jorio et Heitz, 1999; Schmidt et al., 2004; Delhoménie et Heitz, 2005; Janni et al., 2011).

L'excès d'humidité n'est généralement pas un problème car l'humidité supplémentaire s'écoule à travers le lit filtrant ou s'évapore en raison de l'écoulement d'air constant à travers le biofiltre. En général, il est recommandé de maintenir le taux d'humidité du matériel filtrant entre 40 et 65% (par rapport à la masse humide (m.h.)) (Humer et Lechner, 1999; Jorio et Heitz, 1999; Schmidt et al., 2004; Huber-Humer et al., 2008; Scheutz et al., 2009; Akdeniz et al., 2011).

Perte de charge et porosité

La perte de charge peut être définie comme étant la résistance au transport de gaz à travers le lit filtrant du biofiltre. La porosité du lit est directement liée à la perte de charge. La porosité et la perte de charge sont fonction : du débit d'air, du matériel filtrant, de la compaction, de l'humidité, de l'âge du substrat et de la croissance de la biomasse (Jorio et Heitz, 1999; Schmidt et al., 2004; Delhoménie et Heitz, 2005; Janni et al., 2011).

L'accumulation de la biomasse dans le substrat réduit la teneur en air et augmente la compaction. Si la teneur en air est réduite, la perte de charge augmente parce qu'il faut plus de pression pour transporter le gaz à travers le substrat (Nicolai et al., 1999; Schmidt et al., 2004). Lors de la conception d'un biofiltre, il faut que la perte de charge pour que le gaz traversant le lit filtrant reste inférieure à la perte de charge créée par les ventilateurs dans les étables. La perte de charge à travers un biofiltre peut varier de 0,1 à 1,0 pouce d'eau. Si la perte de charge augmente plus

que 50 % pendant de l'opération du biofiltre, le lit filtrant a besoin d'être remplacé (Schmidt et al., 2004).

Morgan-Sagastume *et al.*, (2001) ont étudié l'effet de l'augmentation de la biomasse sur la perte de charge. Ils ont conclu que l'accumulation de la biomasse dans le lit de copeaux de bois a joué un rôle plus important sur la perte de charge que l'augmentation de la compaction. Il est important de prévoir l'augmentation de la perte de charge pendant la vie utile d'un biofiltre car cela possède une grande influence lors du dimensionnement et sur le coût d'opération du biofiltre.

Température

La biofiltration utilise principalement l'activité de microorganismes mésophiles. Ces microorganismes sont actifs à des températures comprises entre 20 et 45°C. À des températures inférieures à 20°C, leur activité enzymatique est ralentie. Si la température dépasse 45°C, l'activité des bactéries est inhibée (Jorio et Heitz, 1999; Delhoménie et Heitz, 2005; Huber-Humer et al., 2008; Scheutz et al., 2009; Janni et al., 2011).

Dans un biofiltre ouvert pour réduire l'odeur provenant de bâtiments porcins, Mann et al. (2002) ont remarqué que les températures à l'intérieur du biofiltre ont été constantes à environ 16°C, alors que les températures ambiantes ont varié de 9.2 à -34.2°C. De plus, le chauffage d'un biofiltre pour éviter le gel n'est généralement pas rentable dans l'agriculture animale (Janni *et al.*, 2011).

5.2. Méthodologie essais des colonnes

Le projet de biofiltration supplémentaire a été entièrement réalisé dans le laboratoire de géotechnique environnementale à l'Université de Sherbrooke. Pour ce projet, le substrat a été acclimaté, les biofiltres ont été assemblées et le mélange de gaz a été ajouté constat pour évaluer son efficacité à des températures différentes (voir figure 17).

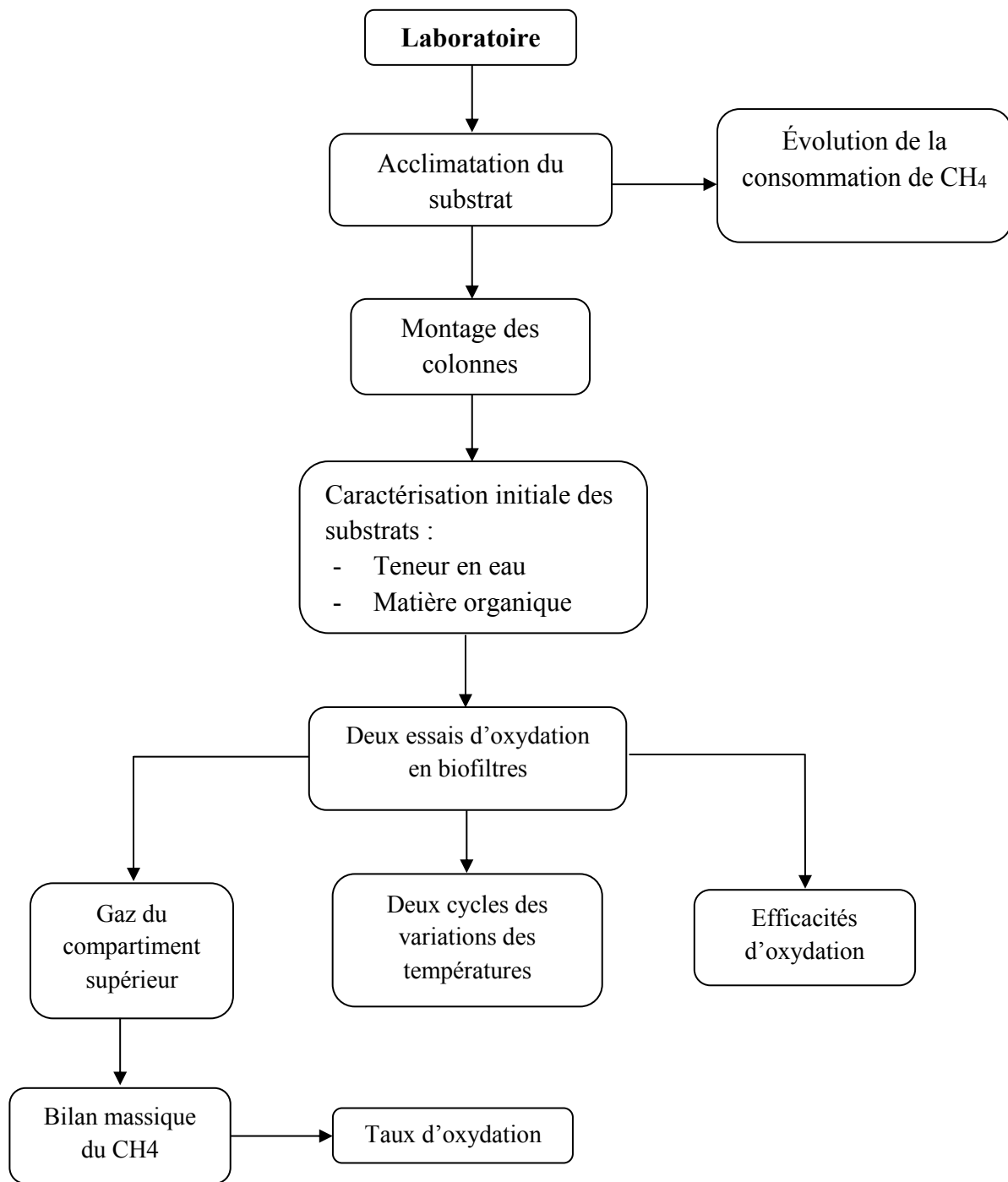


Figure 17 : Méthodologie d'essais des biofiltration

5.2.1. Protocole expérimental de l'étude des biofiltres

Cette section du mémoire présente la méthodologie expérimentale conçue pour documenter les résultats de la variation de la température dans l'oxydation du méthane à partir des bio filtres. Toute l'étude a été réalisée dans le laboratoire de géotechnique environnementale à l'Université de Sherbrooke. Le substrat choisi pour cette étude a été le mélange de compost (marque Vitalium) et paille (commercialisé par RONA).

5.2.2. Acclimatation du substrat

Les essais d'acclimatation dans des seaux et d'activité potentielle sont réalisés principalement pour choisir les mélanges qui présentent le plus grand potentiel lors de l'oxydation du CH_4 . Il est possible également d'identifier les impacts des paramètres opérationnels sur la réduction du CH_4 , tels que la teneur d'humidité et la température.

Concernant les essais d'acclimatation dans des seaux, l'évolution de la consommation de CH_4 ainsi que la génération de CO_2 dans le temps sont suivies. Cela est réalisé au moyen d'échantillonnages de gaz à partir d'un port d'échantillonnage installé sur le couvercle de chaque seau (Figure 7). Trois fois par semaine le couvercle est ouvert pour changer l'air et une nouvelle quantité de CH_4 est ajoutée. Normalement, la concentration initiale de CH_4 est réglée à environ 350 ppm. La vitesse de consommation du CH_4 de chaque mélange est déterminée à partir de la pente de la droite qui considère la variation de la concentration dans le temps. Le volume de chaque seau est de 18,9 L et les mélanges occupent environ 5 L (2411 g du mélange de substrat) de ce volume. Les gaz sont analysés par un chromatographe en phase gazeuse, il s'agit d'un micro GC 3000A (Agilent Technologies).



Figure 18 : Essai dans de seau

Lorsque les pentes de consommation cessent d'augmenter dans la période d'acclimatation dans des seaux, l'essai d'activité potentielle d'oxydation du CH_4 est réalisé.

5.2.3. Essais d'oxydation en colonne avec variation de température

L'essai de colonne simule la réalité d'un biofiltre à grande échelle, étant donné la possibilité de contrôler le temps de résidence, le débit et la concentration de CH_4 du gaz qui va traverser la colonne. Ce contrôle est réalisé par un débitmètre massique qui mélange de l'air comprimé (à partir d'une ligne d'air) et du CH_4 comprimé (à partir d'une bombonne). Les colonnes ont une hauteur de 70 cm et un diamètre de 15 cm. La hauteur maximale admissible du substrat dans chaque colonne est de 45 cm. Le mélange gaz/air entre dans le bas de la colonne toujours humidifié pour ne pas sécher le substrat. L'analyse du gaz à l'entrée et à la sortie de la colonne permet de calculer l'efficacité d'oxydation du CH_4 par bilan massique. Des ports d'échantillonnage localisés dans le profil de la colonne permettent d'étudier la variation des concentrations à l'intérieur du substrat. Les gaz sont analysés en continu par l'aide d'un analyseur de gaz par infrarouge, MGA 3000 ADC Gas Analysis Ltd. Le système de refroidissement est composé d'un tube en cuivre serpenté sur les colonnes et d'une pompe de

circulation (POLYSTAT constant temperature circulator model Polystat 12101-20) qui fournit une pression supplémentaire, permettant ainsi d'assurer un échange plus efficace de la chaleur, une meilleure uniformité de la température, et l'amélioration de l'agitation du réservoir. Le réfrigérant qui circule dans le système de refroidissement est du MOTOMASTER, utilisé comme lave-glace en hiver pour les autos.

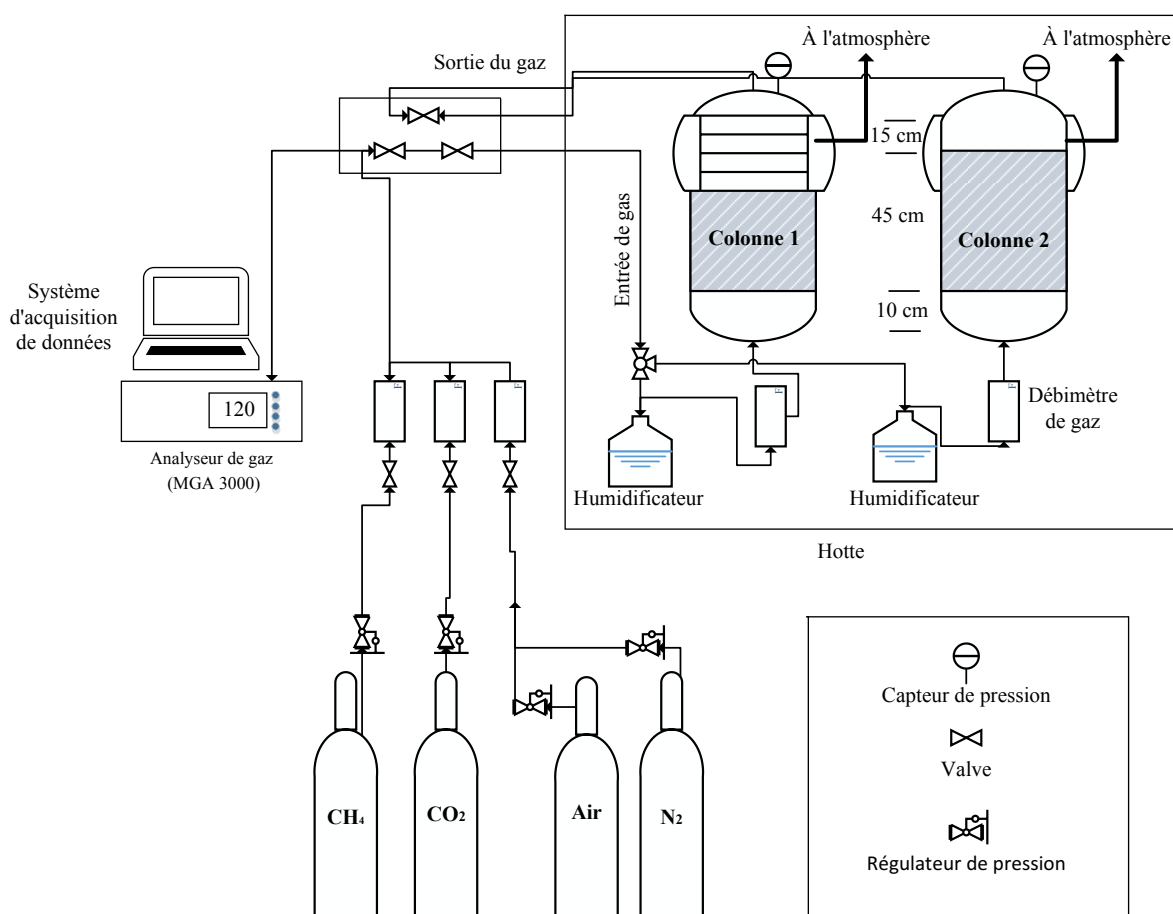


Figure 19 : Schéma de l'essai en colonne

5.2.4. Méthodes d'analyse de gaz

Les échantillons ont été analysés avec l'appareil de gaz (MGA 3000) plus performant et des débitmètres massiques (Omega FMA-2600A) capables de créer des mélanges de gaz stables, donc de maintenir constante la concentration en méthane (300 ppmv) représentative de ce qui se retrouve dans l'air d'une étable avec 150 vaches en hiver (air rechangé 7 fois/heure).

Les débitmètres massiques (Omega FMA-2600A) ont précisé que chacun des régulateurs de débit est spécifique à un type de gaz précis. Cependant, ils peuvent être modifiés pour réguler d'autres gaz que celui pour lequel ils ont été programmés. La méthodologie pour le faire sera présentée plus loin dans ce rapport. Toutefois, cette modification devrait être effectuée avec prudence.

Il existe un logiciel pour utiliser les régulateurs de débit afin d'obtenir un mélange de gaz avec une composition précise. Le logiciel se nomme Dilution_FMA2600. Il a été créé par Frédéric Tremblay qui est assistant de recherche au Centre de Recherche et de Développement sur le Bovin laitier et le Porc d'Agriculture et Agroalimentaire Canada.

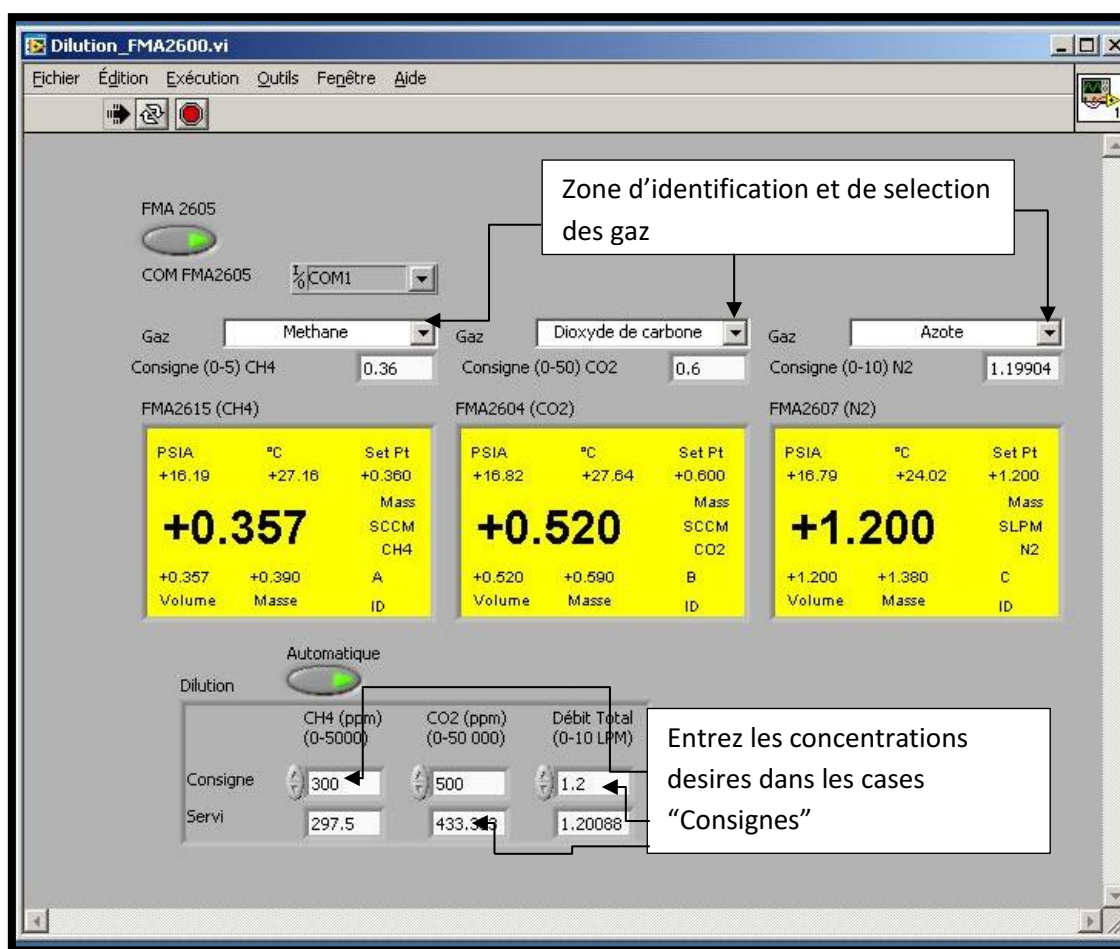


Figure 20 : Présentation de l'interface du logiciel

5.2.5. Taux d'oxydation du méthane et de l'efficacité à différentes températures

Le contact entre les micro-organismes et le CH₄ est réalisé dans le film biologique immobilisé sur le substrat. L'alimentation en air est assurée par un système de ventilation forcée. La circulation des gaz dans le biofiltre peut être réalisée soit de bas en haut ou vice versa. Il existe différents paramètres pour définir les performances d'un filtre biologique en tant que la capacité d'élimination (CE) et l'efficacité d'élimination (Eff) et le coefficient de dégradation (k) qui sont définis dans le tableau 8 (Nikiema et al., 2007).

Tableau 7 : Les paramètres de performance utilisés dans la biofiltration. Adapté de (Nikiema et al, 2007)

Paramètre	Équation	Définition	Unités
CE : Capacité d'élimination	$CE = \frac{Q(C_{in} - C_{out})}{V_f}$	C'est la masse de polluant dégradée par unité de volume de milieu filtrant par unité de temps.	Mg*m ⁻³ *h
Eff : Efficacité d'élimination	$Eff = \frac{(C_{in} - C_{out})}{C_{in}} \times 100$	Elle est définie comme la fraction du contaminant enlevé par le biofiltre.	%
K : Le coefficient de dégradation.	$k = \frac{CE * \ln(C_{in} / C_{out})}{C_{in} - C_{out}} \times 100$	La dégradation du méthane étant considérée dans la présente étude comme un phénomène de premier ordre K est obtenu de la variation de la concentration de CH ₄ et de la capacité d'élimination. Pour de faibles concentrations la consommation augmente avec l'augmentation de la concentration de CH ₄ .	h ⁻¹

Le coefficient de dégradation k , a été considérée comme étant de premier ordre, en prenant en considération les études précédentes du groupe de géotechnique environnemental de l'université de Sherbrooke.

La teneur en humidité du substrat à la surface est de 67% et la densité humide est de 0,5 g/cm³. Lors de l'essai en colonne, le volume occupé par le substrat est de 7,6 L. Le débit d'air est de 0,6 L/min et ainsi le TRFV est de 11,8 minutes. La concentration initiale de CH₄ était de 390 ppm (concentration pour une étable à ventilation minimale pendant l'hiver) et la concentration finale était de 130 ppm. En considérant ces données, la capacité d'élimination a été de 1163 (mg CH₄/m³ h) et le coefficient de dégradation de premier ordre a été de 7,37 h⁻¹.

Pour une étable de 150 vaches, le débit pendant l'hiver est de 6250 m³/h. Ainsi, la quantité de CH₄ généré par ce troupeau est de 1713 g/h.

5.2.6. Caractérisation des substrats des essais

Le choix du substrat à utiliser, qui est un des paramètres les plus importants du biofiltre, a été réalisé en testant différents mélanges de matériaux (compost, fumier, paille, sciure et copeaux des bois) qui ont l'avantage d'être peu coûteux et facilement disponibles dans un contexte agricole. Le choix s'est fait sur la base de résultats d'essais d'acclimatation et d'activité potentielle réalisés dans le laboratoire de génie de l'environnement de l'Université de Sherbrooke, par les étudiantes du groupe de géotechnique en environnement. Après cette étude, nous avons choisi le substrat compost + paille, car il était le meilleur dans l'élimination de méthane.

5.3. Résultats des essais des colonnes

Afin d'atteindre les objectifs fixés au début de cette partie du mémoire, les résultats obtenus au cours des deux essais ont été analysés. L'ensemble des résultats sont présentés dans l'ordre, en partant de l'acclimatation du substrat jusqu'aux essais effectués dans des colonnes à différentes températures.

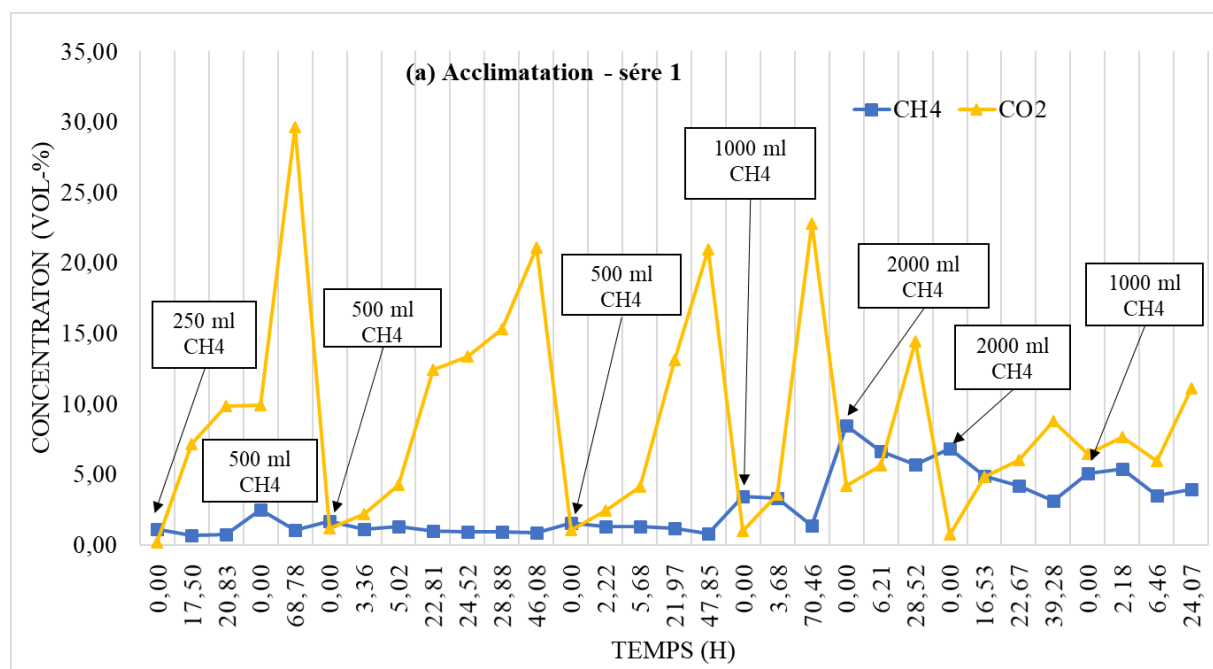
Le premier essai nommé Série 1, a débuté le 22 mai jusqu'à 17 décembre 2013 avec 150 mesures au laboratoire. La Série 2 a commencé le 7 mars 2014 et il a fini le 19 septembre de la même année avec 176 mesures au laboratoire. De plus, une dernière partie appelée *total* fait une analyse des deux séries ensemble soit 326 mesures et environ 13 mois de suivi au laboratoire.

Il existe deux différences principales entre les deux séries. L'acclimatation de la Série 2 était plus longue que pour la série un (15 jours et 30 jours respectivement). En outre, la moitié du substrat qui a été utilisé pour la biofiltration de la Série 1 a été utilisée pour l'acclimatation et la biofiltration de la Série 2.

5.3.1. Acclimatation des microorganismes méthanotrophes

Afin d'augmenter la croissance cellulaire et l'activité microbienne, une première concentration (faible) du méthane a été injectée comme source de carbone et d'énergie. Ceci est basé sur les modifications observées de la consommation du méthane plus élevée, lorsque le substrat est mis en incubation dans une atmosphère contenant ce produit. La quantité de biomasse dans le milieu de culture et son activité augmente considérablement au cours des premiers jours. Une fois fini le processus d'acclimatation, les biofiltres ont été inoculés avec ce substrat.

L'acclimatation des microorganismes était considérée comme acquise quand la biodégradation du CH₄ se réalisait sur une période de temps inférieure (voir figures 20a et 20b).



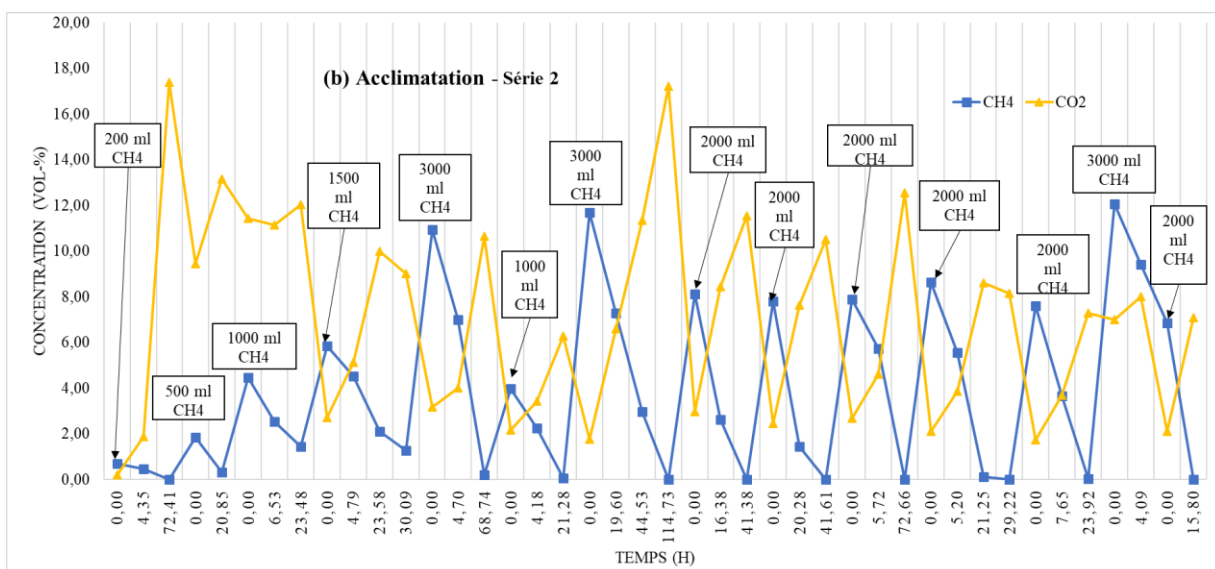


Figure 21 : Croissance des microorganismes methanotrophes présents dans l'inoculum à partir de la diminution des concentrations de CH₄ en fonction du temps (a) Acclimation série 1 et (b) Acclimation série 2.

L'augmentation de la biomasse et de son activité nous ont permis de biodégrader les plus fortes concentrations du méthane en moins temps. Les deux périodes d'acclimation ont pris différents temps, mais selon les résultats obtenus, en termes généraux un substrat peut être acclimaté entre deux et quatre semaines.

5.3.2. Température dans le substrat en fonction de la température du fluide

Les colonnes de biofiltration ont eu quatre mesures différentes de température pour chaque journée d'échantillonnage, soit la température du fluide et trois mesures dans le substrat à différentes hauteurs (5, 20 et 40 cm). Pour faire les analyses de dégradation du méthane, nous avons travaillé avec la température mesurée à 40 centimètres, car les deux tests et la somme total des essais ont un coefficient de corrélation avec la température du fluide de 0.98 en ayant un p-value très significative <0.001 obtenue à partir d'une régression linéaire multiple avec ANOVA.

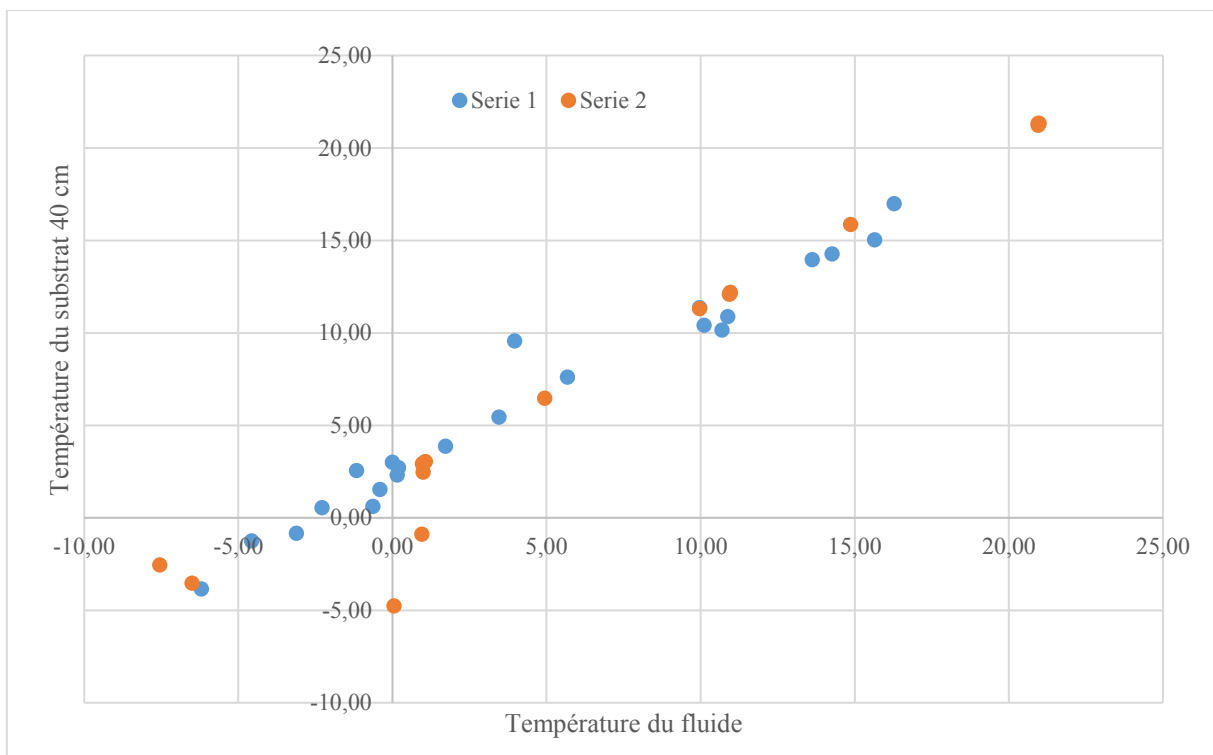


Figure 22 : Température du fluide en relation avec la température du substrat à 40 cm.

Les comparaisons futures, c'est-à-dire la réduction de la concentration, l'efficacité, la capacité d'élimination et la constante de dégradation du méthane, sont faites avec la température du substrat à 40 centimètres.

5.3.3. Efficacité d'oxydation et température

On peut observer un comportement similaire aux deux séries : plus la température monte, plus le pourcentage de dégradation du méthane augmente, de manière directement proportionnelle. Il faut souligner que la température minimale obtenue a été de -5°C et la température maximale de nos tests a été de 23° (voir figure 23). Aucune température limite n'a arrêté le système. Selon la littérature, il faut monter plus que 36 degrés Celsius pour affecter l'oxydation du méthane (Czepiel et al, 1996). Cependant, la limite inférieure est un domaine moins étudié.

Comme il a été déjà mentionné, une limitation trouvée dans cette étude a été la difficulté à descendre la température à moins de -5°C pour avoir un scénario plus similaire aux températures hivernales du Québec. Par contre, si on prend comme exemple l'étude Mann et al. (2002) sur le biofiltre ouvert pour réduire l'odeur de bâtiments porcins, ils ont constaté que les

températures à l'intérieur du biofiltre ont été constantes à environ 16°C, alors que les températures ambiantes ont varié de 9.2 à -34.2°C.

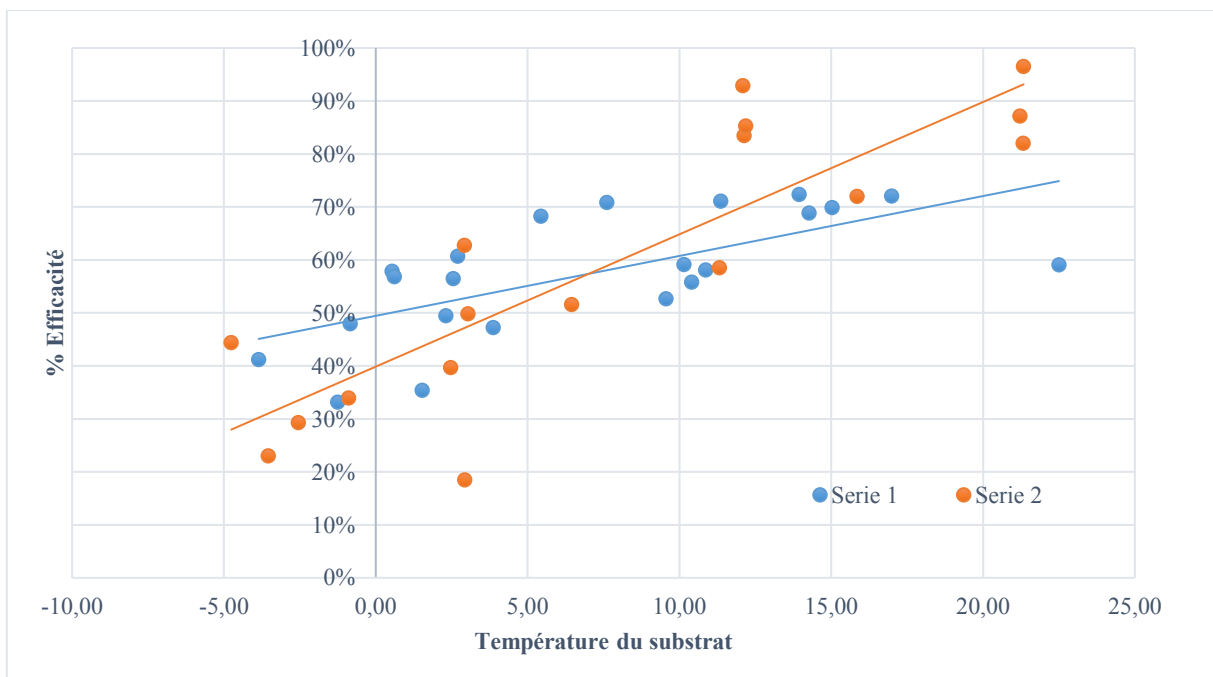


Figure 23 : Comparaison des deux séries pour le pourcentage d'efficacité de l'oxydation du méthane en fonction de la température.

Pour les deux séries, le pourcentage d'efficacité minimale trouvé a été de 15% à -3 °C (voir tableau 9) et les pourcentages d'efficacité moyenne pour les série 1, série 2 et l'ensemble ont été de 59%, 52% et 55% respectivement. Pour assurer au moins 70% d'efficacité en conditions hivernales, il faudrait maintenir les températures du substrat supérieures à 12 °C.

Tableau 8 : Comparaison des pourcentages d'efficacité de dégradation du méthane

**Comparaison des pourcentages
d'efficacité de dégradation du méthane**

	Serie 1	Serie 2	Total
	% efficacité		
<i>n</i>	150	176	326
<i>Min</i>	41%	15%	15%
<i>Max</i>	92%	98%	98%
<i>Moyenne</i>	59%	52%	55%
<i>Écart-type</i>	0,09	0,24	0,19

Les séries 1, 2 et *somme totale* ont un coefficient de corrélation avec la température du substrat de 0.74, 0.84 et 0.82. La valeur du p-value a été très significative <0.001 obtenue à partir d'une régression linéaire multiple avec ANOVA.

Les différences de résultats d'efficacité de dégradation entre les deux séries peuvent être liées au temps d'acclimatation ou à la qualité initiale du substrat conditionné. Cela a été mentionné déjà dans la section 5.3.

5.3.4. Capacité d'élimination du méthane et température

Un des objectifs principaux de cette étude était de vérifier si cette technologie peut être adaptée aux conditions de fermes laitières du Québec. Pour ce faire, on a travaillé avec des concentrations entrantes de 300 ppm_v ou 1140 mgCH₄/m³/h, concentration pour une étable avec 150 vaches à ventilation minimale pendant l'hiver (environ sept changements d'air par heure).

La capacité d'élimination augmente en augmentant la température, comme on peut observer dans la figure 24. À partir du 20°C dans le substrat les capacités d'élimination sont supérieures à 1000 mgCH₄/m³/h. Il faut souligner que même si la température à 20°C est élevée en considérant les températures hivernales du Québec, la température interne du biofiltre est toujours supérieure à sa température ambiante.

En analysant les deux séries ensemble, entre -5°C et 0°C, la réduction moyenne de la concentration est de 150 ppm ; de 1 à 11 °C, elle est de 180 ppm, et de 12°C à 23°C, la réduction moyenne est d'environ 250 ppm.

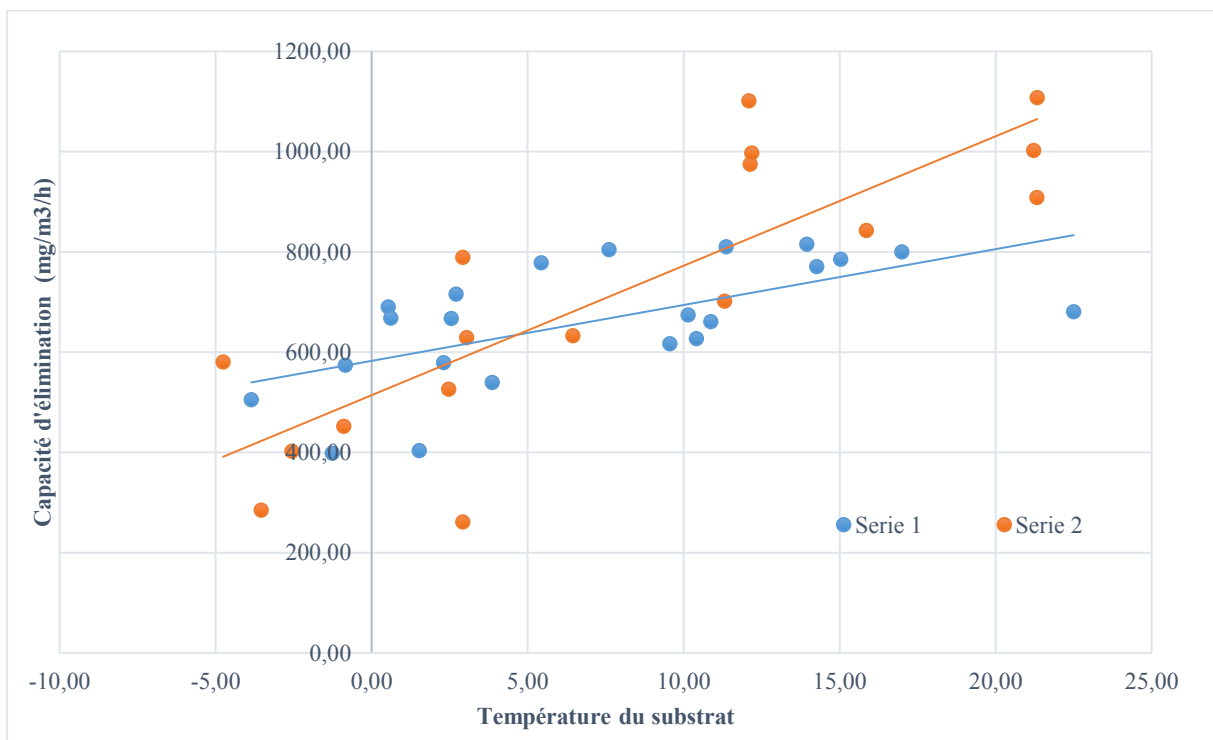


Figure 24: Comparaison de la variation de température du substrat avec la capacité d'élimination du méthane pour les deux séries

Pour les deux séries, la capacité d'élimination minimale trouvée a été de 215 mgCH₄/m³/h, soit 59 ppm_v (voir tableau 10) et les dégradations du méthane moyennes pour la série 1, série 2 et l'ensemble ont été 677, 631 et 652 mgCH₄/m³/h respectivement.

Tableau 9 : Comparaison de la capacité d'élimination du méthane.

***Comparaison de la capacité de
élimination du méthane CE pour les
deux séries***

	Serie 1	Serie 2	Total
	CE (mg/m ³ /h)		
<i>n</i>	150	176	326
<i>Min</i>	473,31	215,01	215,01
<i>Max</i>	1031,86	1135,27	1135,27
<i>Moyenne</i>	676,91	631,28	652,28
<i>Écart-type</i>	94,67	256,17	199,91

Les valeurs des p-value pour les trois analyses ont été très significatives ≤ 0.002 , obtenues à partir d'une régression linéaire multiple avec ANOVA. La série 1, 2 et la somme totale des essais ont un coefficient de corrélation avec la température du substrat de 0.66, 0.84 et 0.78 respectivement.

5.3.5. Coefficient de dégradation du méthane k et température

La dégradation du méthane étant considérée dans la présente étude comme un phénomène de premier ordre K est obtenue de la variation de la concentration de CH₄ et de la capacité d'élimination. Pour de faibles concentrations le taux d'oxydation augmente avec l'accroissement de la concentration du méthane.

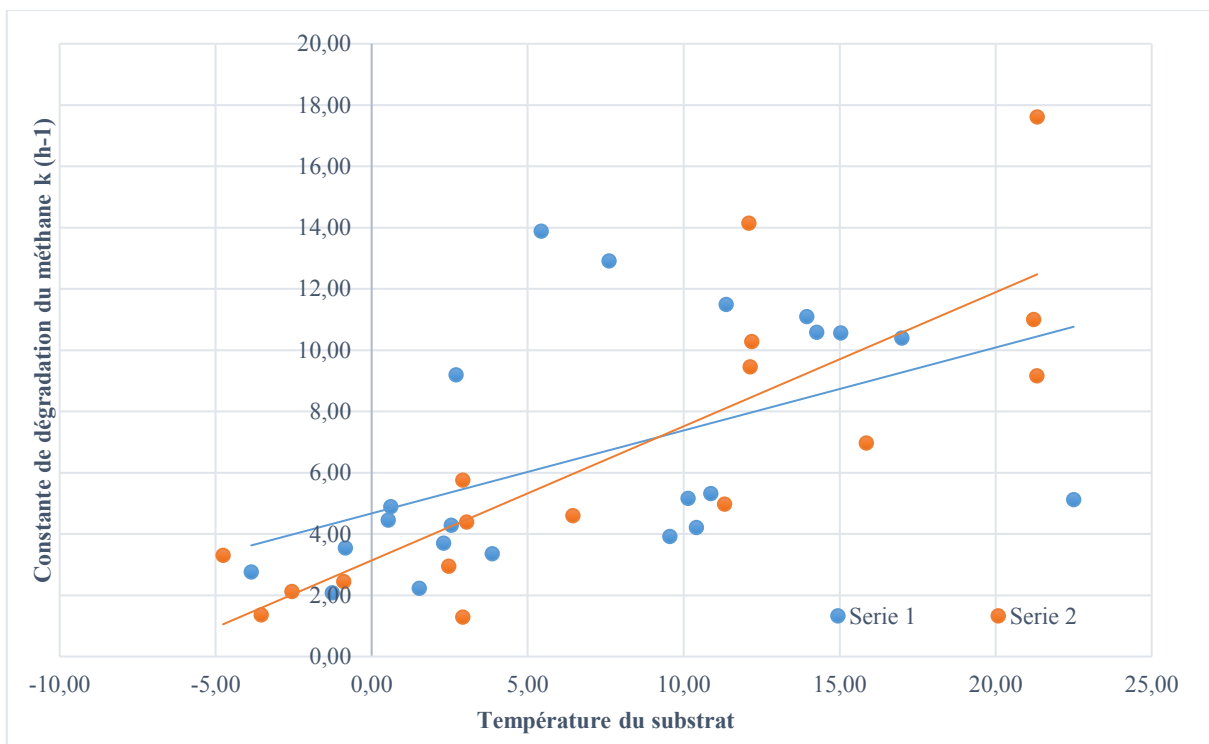


Figure 25 : Température du substrat en relation avec le coefficient de dégradation k

La constante de dégradation k minimale obtenue à températures froides était de $1,04 \text{ h}^{-1}$. La k obtenue moyenne pour les séries et le total varie de $5,1$ à $6,3 \text{ h}^{-1}$ (voir tableau 11).

Tableau 11. Comparaison de la constante de dégradation

Comparaison de la constante de dégradation k			
	Série 1	Série 2	Total
	$k(\text{h}^{-1})$		
<i>n</i>	150	176	326
<i>Min</i>	3,23	1,04	1,04
<i>Max</i>	15,82	19,42	19,42
<i>Moyenne</i>	6,29	5,14	5,67
<i>Écart-type</i>	3,62	3,64	3,67

La série 1, 2 et la somme totale des essais ont un coefficient de corrélation avec la température du substrat de 0.66, 0.84 et 0.76. La valeur du p -value pour la série 1 a été significative 0.02 et

pour le série 2 et le total elle a été très significative <0.001 obtenue à partir d'une régression linéaire multiple avec ANOVA

5.4. Discussion

Les résultats obtenus pendant la présente étude nous montrent un scénario positif pour travailler la biofiltration du méthane dans les fermes laitières du Québec. Bien que les températures hivernales du Québec soient inférieures à -5°C , il faut surveiller en conditions de terrain quelle sera la température minimale à l'intérieur du biofiltre.

Si la température minimale interne du biofiltre est de 15°C , les résultats de notre étude nous montre un 70% d'efficacité, $800 \text{ mgCH}_4/\text{m}^3/\text{h}$ et un coefficient de dégradation de 10 h^{-1} .

A partir de cette étude, l'importance de l'acclimatation du substrat a été constatée, pour conditionner les microorganismes et améliorer l'oxydation du méthane.

6. CONCLUSION

Les méthodes biologiques pour l'oxydation du méthane se présentent comme un outil techniquement faisable. Les biofiltres incorporés aux fermes d'élevage des animaux et les bio-recouvrements pour la diminution des *hot spot's*, utilisent un mécanisme naturel pour la bio-remédiation grâce au travail des bactéries méthanotrophes. Ils oxydent le méthane et diminuent son potentiel de pollution en le transformant en dioxyde de carbone (environ 25 fois moins nocif pour le réchauffement planétaire).

Le principal apport de cette étude concerne l'utilisation des sols de la rhizosphère dans les endroits à plus fort débit de méthane des sites d'enfouissement techniques. Aussi, ce travail permet le développement d'une meilleure connaissance de la biodégradation du méthane en fonction des températures nordiques.

6.1. Étude de l'influence de la rhizosphère dans l'oxydation du méthane dans le secteur de site d'enfouissement

L'oxydation du méthane dans les BOPM ne semble pas être affecté positivement ou négativement par les espèces végétales, ni par la préexposition au méthane (les différences dans l'oxydation du méthane ne sont pas statistiquement significatives). Cependant, il est recommandé d'étudier plus en profondeur l'influence positive possible d'une préexposition modérée dans différentes plantes pour l'oxydation du méthane et d'analyser si les différences moyennes observées dans ce mémoire peuvent être mieux interprétées ou comprises.

6.2. Étude de l'influence de la température dans l'oxydation du méthane dans le secteur l'agricole

Les études scientifiques de biofiltration ont montré que la température interne des biofiltres est plus stable et supérieure à la température ambiante. Dans une étude mentionnée dans les sections précédentes, la température ambiante est descendue jusqu'à -32°C , mais la température interne minimale été de 16°C . Nos résultats de laboratoire de 15°C nous permettent d'obtenir une efficacité de 70% en conditions hivernales pour les fermes laitières.

Il faut souligner que les résultats des laboratoires peuvent changer beaucoup les conditions de terrain. Cependant, il est fortement suggéré de réaliser des études en conditions de terrain pour ajuster l'information technique de fonctionnement de ces systèmes.

7. Bibliographie

Abichou, T., Mahieu, K., Yuan, L., Chanton, J., and Hater, G. (2009). "Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover". *Waste Management*, 29(5) : 1595-1601.

Abichou, T., Mahieu, K., Chanton, J., Romdhane, M., and Mansouri, I. (2011). "Scaling methane oxidation: From laboratory incubation experiments to landfill cover field conditions". *Waste Management*, 31: 978-986.

Abushammala, M.F.M., Basri, N.E.A., Irwan, D., Younes, M.K. (2014). "Methane oxidation in landfill cover soils: A review". *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 8 (1), pp. 1-14.

Akdeniz, N., K. A. Janni and I. A. Salnikov (2011). "Biofilter performance of pine nuggets and lava rock as media". *Bioresource Technology* 102(8): 4974-4980.

Albanna, M. , Fernandes, L. , and Warith, M. (2007). "Methane oxidation in landfill cover soil; the combined effects of moisture content, nutrient addition, and cover thickness". *J. Environ. Eng. Sci.* , 6 (2) , 191–200

Albanna, M., Fernandes, L., (2009). "Effects of temperature, moisture content, and fertilizer addition on biological methane oxidation in landfill cover soils". *Practice Periodical Hazard., Toxic, Radioactive Waste Manage.* 13, 187–195.

Bahr, T., Fricke, K., Hillebrecht, K., Kölsch, F., Reinhard, B. (2006). "Clean Development Mechanism – Tratamento de Resíduos Sólidos e Oxidação de Gás Metano para Minimização de Emissões". *Simpósio Internacional de Tecnologias e Tratamento de Resíduos Sólidos*, Rio de Janeiro, Brésil, avril 2006.

Barlaz, M. A., Green, R. B., Chanton, J. P, Goldsmith, C. D. et Hater, G. R. (2004) "Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions," *Environmental Science and Technology*, Vol. 38, No. 18, pp 4891-4899.

BNQ (1997) Organic Soil Conditioners - Composts - Certification Protocol (0413-205), Bureau de normalisation du Québec, Québec.

Boadi, D., C. Benchaar, J. Chiquette and D. Massé (2004). "Mitigation strategies to reduce enteric methane emissions from dairy cows: Update review." *Canadian Journal of Animal Science* 84(3): 319-335.

Boeckx, P., and Van Cleemput, O. (1996b). "Methane oxidation in a neutral landfill cover soil: influence of moisture content, temperature and nitrogen turnover". *Environ. Qual.* 25: 178-183.

Bohn, S., J. Gebert and J. Jager (2011). "The effect of vegetation on microbial methane oxidation. XIII International Waste Management and Landfill Symposium". S. Margherita di Pula - Cagliari, Sardinia, Italy, CISA.

Börjesson, G., Sundh, I., Tunlid, A., Frostegard, A., Svensson, B.H. (1998). "Microbial oxidation of CH₄ at high partial pressures in an organic landfill cover soil under different moisture regimes". FEMS Microbiol. Ecol. 26: 207-217.

Börjesson, G., Sundh, I., Svensson, B., (2004). "Microbial oxidation of CH₄ at different temperatures in landfill cover soils". FEMS Microbiol. Ecol. 48, 305–312

Cabral, A. R., B. El-Ghabi, S.-É. Parent and L. Marineau (2007). "Desing and performance of an experimental double capillary barrier cover placed in a municipal solid waste landfill". 11th International Waste Management and Landfill Symposium, Sta. M. di Pula, Italy.

Calhoun, A. and G. M. King (1997). "Regulation of root-associated methanotrophy by oxygen availability in the rhizosphere of two aquatic macrophytes." Applied and Environmental Microbiology 63(8): 3051-3058.

Canada, E. (2012). "Rapport d'inventaire national: Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada." 14.

Chanton, J. P., D. K. Powelson and R. B. Green (2009). "Methane oxidation in landfill soils, is a 10% default value reasonable? ." Journal of Environmental Quality 38(2): 654-663.

Chiemchaisri, C., W. Chiemchaisri, K. Chittanukul, W. Soontornlerdwanich and N. Tanthachoon (2010). "Effect of leachate irrigation on methane oxidation in tropical landfill cover soil." Journal of Material Cycles and Waste Management 12(2): 161-168.

Chouinard, Y. (2002). "Production et émission du méthane et du gaz carbonique par les ruminants. 65e Congrès de l'Ordre des agronomes du Québec".

Christophersen, M., Linderod, L., Jensen, P.E., and Kjeldsen, P. (2000). "Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas". Journal of Environmental Quality, 29(6): 1989-1997.

Czepiel, P., B. Mosher, P. Crill and R. Harriss (1996). "Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions." Journal of Geophysical Research 101(11): 16721-16729.

De Visscher, A., D. Thomas, P. Boeckx, O. Van Cleemput (1999). "Methane oxidation in simulated landfill cover soil environments," Environmental Science and Technology, Vol. 33, No. 1, pp 1854-1859.

De Visscher, A., M. Schippers and O. Van Cleemput (2001). "Short-term kinetic response of enhanced methane oxidation in landfill cover soils to environmental factors." Biology and Fertility of Soils 33(3): 231-237.

De Visscher, A., De Pouseq, I., and Chanton, J. (2004). "Isotope fractionation effects by diffusion and methane oxidation in landfill cover soils". Journal of Geophysical Research, 109(D18): 8 pp.

Delhoménie, M.-C. et M. Heitz. (2005). "Biofiltration of air: A review". *Critical Reviews in Biotechnology*, 25, 1-2, p. 53-72.

Demeyer, D. and V. Fievez (2002). "Ruminants et environnement : la méthanogenèse." *Ann. Zootech.* 49: 95-112.

Dever, S. A., G. E. Swarbrick and R. M. Stuetz (2007). "Passive drainage and biofiltration of landfill gas: Australian field trial." *Waste Management* 27(2): 277-286.

Ding, W., Z. Cai and H. Tsuruta (2004). "Summertime variation of methane oxidation in the rhizosphere of a *Carex* dominated freshwater marsh." *Atmospheric Environment* 38(25): 4165-4173.

Drouin, L. (1995). "Effets des biogaz des sites d'enfouissement sur la santé de la population et implications législatives." *Direction régionale de la santé publique Montréal - Centre.*

Du Plessis, C. A., J. M. Strauss, E. M. T. Seapalo and K.-H. J. Riedel (2003). "Empirical model for methane oxidation using a composted pine bark biofilter." *Fuel* 82(11): 1359-1365.

Einola, J. M., A. E. Karhu, J. A. Rintala (2008) "Mechanically-biologically treated municipal solid waste as a support medium for microbial methane oxidation to mitigate landfill greenhouse emissions," *Waste Management*, Vol. 28, No. 1, pp 97-111.

Environment Canada (2008). "National Inventory report: Greenhouse gas sources and sinks in Canada, 1990-2006". E. Canada. Ottawa, Environment Canada.

Environnement Canada (2013). *National inventory Report 1990-2011, Greenhouse gas sources and sinks in Canada, executive Summary.* Canada, Environment Canada, 13p.

Environnement Canada. (2014). "Points saillants de la sixième communication nationale du Canada et du premier rapport biennal sur les changements climatiques, 2014". Disponible en ligne à l'adresse <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=109109A8-6636-418CB743-94CD3459FB6B>

Foucart, S. (2013). "Le taux de CO₂ dans l'air au plus haut depuis plus de 2.5 millions d'années." *Le monde.*

Gebert, J., A. Groenroeft, et al. (2003). "Kinetics of microbial landfill methane oxidation in biofilters." *Waste Management* 23(7): 609-619

Gebert, J. and A. Groenroeft (2006). "Performance of a passively vented field-scale biofilter for the microbial oxidation of landfill methane." *Waste Management* 26(4): 399-407.

Gerard, G. and J. Chanton (1993). "Quantification of methane oxidation in the rhizosphere of emergent aquatic macrophytes: defining upper limits." *Biogeochemistry* 23(2): 79-97.

GIEC/IPCC (2007). Climate change 2007: Mitigation. Contribution of Working group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Girard, M., A. A. Ramirez, G. Buelna et M. Heitz. (2011). "Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry - Influence of the methane and nitrogen concentrations." *Chemical Engineering Journal* 168, 1: 151-158.

Hanson, R. S. et Hanson, T. E. (1996) "METHANOTROPHIC BACTERIA (Review)," *Microbiological Reviews*, Vol. 60, No. 2, p 439 ff.

Héroux, M. (2008). "Développement d'outils de gestion des biogaz produits par les LES, École Polytechnique".

Hettiaratchi, P. and D. Pokhrel (2003), A New Approach to Quantify Methane Oxidation in a Landfill Bio-Cover: Experience with a Pilot Scale Landfill Test, 9th Int. Waste Management and Landfill Symp., Italy, october 6-10.

Hilger, H., Cranford, D.F., and Barlaz, M.A. (2000). "Methane oxidation and microbial exopolymer production in landfill cover soil." *Soil Biology and Biochemistry* 32: 457-467.

Hilger, H. and M. Humer (2003). "Biotic Landfill Cover Treatments for Mitigating Methane Emissions." *Environmental Monitoring and Assessment* 84: 71-84.

Hilger, H. A., A. G. Wollum and M. A. Barlaz (2000). "Landfill Methane Oxidation Response to Vegetation, Fertilization, and Liming." *J. Environ. Qual.* 29(1): 324-334.

Hood, M. (2011). "Design and Operation of a Biofilter for Treatment of Swine House Pit Ventilation Exhaust." *M.Sc.*: 178.

Horz, H. P. , Raghubanshi, A. S. , Heyer, J. , Kammann, C. , Conrad, R. , and Dunfield, P. F. (2002). "Activity and community structure of methane-oxidising bacteria in a wet meadow soil." *FEMS Microbiol. Ecol.* , 41 , 247–257.

Huber-Humer, M. (2004) "International research into landfill gas emissions and mitigation strategies - IWWG working group "CLEAR"," *Waste Management*, Vol. 24, pp 425-427.

Huber-Humer, M., J. Gebert and H. Hilger (2008). "Biotic systems to mitigate landfill methane emissions." *Waste Management & Research* 26(1): 33-46.

Humer, M. et Lechner, P. (1999) "Alternative approach to the elimination of greenhouse gases from old landfills," *Waste Management Research*, No. 17, pp 443-452.

Humer, M. et Lechner, P. (2001a) "Microbial Methane Oxidation for the Reduction of Landfill Gas Emissions," *Journal of Solid Waste Technology and Management*, Vol. Vol. 27, pp No. 3-4.

Humer, M. et Lechner, P. (2001b) "Microorganisms against the Greenhouse Effect as Suitable Cover Layers for the Elimination of Methane Emissions from Landfills," 6th Annual Landfill Symposium. San Diego, CA Solid Waste Association of North America (SWANA), pp 305-318.

IPCC (1996) Climate Change 1995: The Science of Climate Change. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC (2007). "Climate Change 2007 - The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, NY."

IPCC. (2007). "Climate change 2007: Mitigation. Contr. Working Group III to the 4th Assess Report of the IPCC." from <http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg3.htm>.

Janni, K., R. Nicolai, S. Hoff et R. Stenglein (2011). "Biofilters for Odor and Air Pollution Mitigation in Animal Agriculture." Air Quality Education in Animal Agriculture.

Jia, Z., Cai, Z., Xu, H., and Li, X. (2001). "Effect of rice plants on CH₄ production, transport, oxidation and emission in rice paddy soil". Plant and Soil, 230(2): 211-221.

Jorio, H. e. M. H. (1999). "Traitement de l'air par biofiltration." Canadian journal of civil engineering 26, 4: 402-424.

Kallistova, A. Y. , Kevbrina, M. V. , Nekrasova, V. K. , Glagolev, M. V. , Serebryanaya, M. I. , and Nozhevnikova, A. N. (2005). "Methane oxidation in landfill cover soil." Microbiology , 74 (5), 608–614.

Kebreab, E., K. Clark, C. Wagner-Riddle et J. France. (2006). "Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review". Canadian Journal of Animal Science, 86, 2, p. 135-157.

Kettunen, A. (2003). "Modeling of microscale variations in methane fluxes." Systems analysis laboratory research reports A83.

Kettunen, R. H., J. M. Einola, J. A. Rintala (2006) "Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature". Water, Air, and Soil Pollution, Vol. 177, No. 1-4, pp 313-334.

Kightley, D., D. B. Nedwell, M. Cooper (1995). "Capacity of methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms," Appl. Environ. Microbiol., Vol. 61, pp 592-601.

King, G. M., P. Roslev and H. Skovgaard (1990). "Distribution and rate of methane oxidation in sediments of the Florida Everglades." Applied and Environmental Microbiology 56(9): 2902-2911.

King, G. M. , and Adamsen, P. S. (1992). "Effects of temperature on methane consumption in a forest soil and in pure cultures of the methanotroph *Methylobacterium rubra*." *Appl. Environ. Microbiol.* , 58 (9) , 2758–2763.

King, G. M. (1994). "Association of methanotrophs with the roots and rhizomes of aquatic vegetation." *Applied and Environmental Microbiology* 60(9): 3220-3227.

King, G. M. (1996). "In situ analyses of methane oxidation associated with the roots and rhizomes of a bur reed, *Sparganium eurycarpum*, in a Maine wetland." *Applied and Environmental Microbiology* 62(12): 4548-4555.

Laurila, T., J. P. Tuovinen, A. Lohila, J. Hatakka, M. Aurela, T. Thum, M. Pihlatie, J. Rinne and T. Vesala (2005). "Measuring methane emissions from a landfill using a cost-effective micrometeorological method." *Geophysical Research Letters* 32(19): 5 pp.

Lisk, D. J. (1991). "Environmental effects of landfills." *Science of The Total Environment* 100(0): 415-468.

Lombardi, J. E., M. A. Epp and J. P. Chanton (1997). "Investigation of the methyl fluoride technique for determining rhizospheric methane oxidation." *Biogeochemistry* 36(2): 153-172.

Mann, D. D., J. C. DeBruyn and Q. Zhang (2002). "Design and evaluation of an open biofilter for treatment of odour from swine barns during sub-zero ambient temperatures." *Canadian Biosystems Engineering / Le Genie des biosystems au Canada* 44: 6.21-26.26.

Marilley L., Aragno M. (1999). "Phylogenetic diversity of bacterial communities differing in degree of proximity of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* roots". *Appl. Soil Ecol.* 13 127–136. 10.1016/S0929-1393(99)00028-1

Maurice, C., M. Ettala and A. Lagerkvist (1999). "Effects of Leachate Irrigation on Landfill Vegetation and Subsequent Methane Emissions." *Water, Air, and Soil Pollution* 113(1-4): 203-216.

Maurice, C., Lagerkvist, A. (2003). "LFG emission measurements in cold climatic conditions: Seasonal variations and methane emissions mitigation". *Cold Regions Science and Technology*, 36 (1-3), pp. 37-46.

McAllister, T. A., E. K. Okine, G. W. Mathison and K. J. Cheng (1996). "Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants." *Canadian Journal of Animal Science* 76(2): 231-243.

MDDEP (2006). Règlement sur l'enfouissement des matières résiduelles.

MDDEP (2011). Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2009 et leur évolution depuis 1990. Québec, Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs, direction des politiques de la qualité de l'atmosphère: 20.

MDDEP (2013). Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2010 et leur évolution depuis 1990, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère.

Melse, R. W. e. A. W. V. D. W. (2005). "Biofiltration for Mitigation of Methane Emission from Animal Husbandry." *Environ. Sci. Technology* 39: 5460-5468.

Mills, J. A. N., E. Kebreab, C. M. Yates, L. A. Crompton, S. B. Cammell, M. S. Dhanoa, R. E. Agnew and J. France (2003). "Alternative approaches to predicting methane emissions from dairy cows." *Journal of animal science* 81(12): 3141-3150.

Morgan-Sagastume, F., B. E. Sleep et D. G. Allen. (2001). "Effects of biomass growth on grass pressure drop in biofilters". *Journal of Environmental Engineering*, 127, 5, p. 388-396.

Nature Québec (2010). Module 2, Réduction des GES dans les élevages au Québec, Document réalisé dans le cadre du projet Agriculture et climat : vers des fermes 0 carbone: 35.

Ndanga. M. É., Lopera. C., Bradley. L. R., Cabral. R. A. (2016). "Effects of Preconditioning the Rhizosphere of Different Plant Species on Biotic Methane Oxidation Kinetics." *waste Management*.

Nicolai, R., K. Janni, L. D. Jacobson and D. Schmidt (1999). "Biofilter demonstration project, Minnesota Department of Agriculture."

Nicolai, R., K. Janni et D. Schmidt (2008). "Biofiltration-Mitigation Odor and Gas Emissions from Animal Operations". *Mitigating Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference*.

Nikiema, J., R. Brzezinski and M. Heitz (2007). "Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review." *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 6(4): 261-284.

Nkrumah, J. D., E. K. Okine, G. W. Mathison, K. Schmid, C. Li, J. A. Basarab, M. A. Price, Z. Wang and S. S. Moore (2006). "Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle." *Journal of Animal Science* 84(1): 145-153.

Perdikea, K., A. K. Mehrotra, J. P. A. Hettiaratchi (2008) "Study of thin biocovers (TBC) for oxidizing uncaptured methane emissions in bioreactor landfills," *Waste Management*, Vol. 28, No. 8, pp 1364-1374.

Philopoulos, Andrew, Juliane Ruck, Daryl McCartney, Christian Felske (2009) "A laboratory-scale comparison of compost and sand--compost--perlite as methane-oxidizing biofilter media," *Waste Management Research*, Vol. 27, No. 2, pp 138-146.

PNUE et OMM, Cambridge University Press, (1996). GRID Arendal. Aspects scientifiques de l'évolution du climat, contribution du Groupe de travail I au Deuxième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat.

Pokhrel, D. (2006) Compost Based Biocap Performance. Ph.D. Thesis. University of Calgary, Canada.

Popp, T. J., J. P. Chanton, G. J. Whiting and N. Grant (2000). "Evaluation of Methane Oxidation in the Rhizosphere of a Carex Dominated Fen in North Central Alberta, Canada." *Biogeochemistry* 51(3): 259-281.

Reay, D. S., D. B. Nedwell, N. McNamara and P. Ineson (2005). "Effect of tree species on methane and ammonium oxidation capacity in forest soils." *Soil Biology and Biochemistry* 37(4): 719-730.

Roncato, C.D., Étude des taux d'oxydation du méthane dans une colonne expérimentale: application pour un recouvrement de site d'enfouissement, in Civil Eng. 2009, Université de Sherbrooke: Sherbrooke. p. 120.

Scheutz, C., P. Kjeldsen, J. E. Bogner, A. De Visscher, J. Gebert, H. A. Hilger, M. Huber-Humer and K. Spokas (2009). "Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions." *Waste Management and Research* 27(5): 409-455.

Schmidt, D., K. Janni et R. Nicolai (2004). "Biofilter Design Information." Department of Biosystems and Agricultural Engineering University of Minnesota.

Schnell, H.C., and King, G.M. (1995). "Stability of methane oxidation capacity to variations in methane and nutrient concentrations." *FEMS Microbiol. Ecol.* 17: 285-294.

Soussi-Gounni, A., D. Massé et S. Barrington (2006). "La biofiltration, un solution aux gaz à effet de serre émis par les fosses à lisiers?" *Porc Québec*: 36-38.

Spokas, K., J. Bogner, J. P. Chanton, M. Morcet, C. Aran, C. Graff, Y. M.-L. Golvan and I. Hebe (2006). "Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?" *Waste Mgmt* 26(5): 516-525.

Spokas, K.A., Bogner, J.E., (2011). "Limits and dynamics of methane oxidation in landfill cover soils." *Waste Manage.* 31, 823–832.

Stralis-Pavese, N., A. Sessitsch, A. Weilharter, T. Reichenauer, J. Riesing, J. Csontos, J. C. Murrell and L. Bodrossy (2004). "Optimization of diagnostic microarray for application in analysing landfill methanotroph communities under different plant covers." *Environmental Microbiology* 6(4): 347-363.

Stein, V. B., J. P. A. Hettiaratchi, G. Achari (2001) "Numerical model for biological oxidation and migration of methane in soils," *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, Vol. 5, pp 225-234.

Streese, J. and R. Stegmann (2003). "Microbial oxidation of methane from old landfills in biofilters." *Waste Management* 23(7): 573-580.

Sun, Y., C. J. Clanton, K. A. Janni and G. L. Malzer (2000). "Sulfur and nitrogen balances in biofilters for odorours gas emission control." *American Society of Agricultural Engineers* 43(6): 1861-1875.

Swanson, W. J. et R. C. Loehr. (1997). "Biofiltration: Fundamentals, design and operations principles, and applications." *Journal of Environmental Engineering*, 123, 6, p. 538-546.

Tanthachoon, N., C. Chiemchaisri, W. Chiemchaisri, S. Tudsri and S. Kumar (2008). "Methane Oxidation in Compost-Based Landfill Cover with Vegetation during Wet and Dry Conditions in the Tropics." *Journal of the Air & Waste Management Association* 58(5): 603-612.

Tecle, D., Lee, J., Hasan, S. (2009). "Quantitative analysis of physical and geotechnical factors affecting methane emission in municipal solid waste landfill". *Environmental Geology*, 56 (6), pp. 1135-1143.

Tremblay, F. J. B. et D. I. Masse. (2008). "Instrumentation for precise quantification of methane emissions from dairy herds." *Canadian Biosystems Engineering / Le Genie des biosystems au Canada*, 50, p. 7.21-7.28.

USEPA (2006). Global anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emissions: 1990-2020, US Environmental Protection Agency - Office of Atmospheric Programs, Climate Change Division.

Van Bodegom, P., J. Goudriaan and P. Leffelaar (2001). "A mechanistic model on methane oxidation in a rice rhizosphere." *Biogeochemistry* 55(2): 145-177.

van der Nat, F.-J. W. A. and J. J. Middelburg (1998). "Seasonal variation in methane oxidation by the rhizosphere of *Phragmites australis* and *Scirpus lacustris*." *Aquatic Botany* 61(2): 95-110.

Van der Nat, F. J., J. F. C. De Brouwer, J. J. Middelburg and H. J. Laanbroek (1997). "Spatial distribution and inhibition by ammonium of methane oxidation in intertidal freshwater marshes." *Applied and Environmental Microbiology* 63(12): 4734-4740.

Visvanathan, C., Pokhrel, D., Chiemchaisri, W., Hettiaratchi, J.P.A., Wu, J.S., (1999). "Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils: Effects of temperature, moisture content and methane concentration." *Waste Management and Research* 17, 313–323.

Wang, Y., W. Wu, Y. Ding, W. Liu, A. Perera, Y. Chen and M. Devare (2008). "Methane oxid. activity and bacterial community compos. in a simulated landfill cover soil is influenced by the growth of *Chenopodium album* L." *Soil Biol. and Bioch.* 40(9): 2452-2459.

Wang, J., Xia, F.-F., Bai, Y., Fang, C.-R., Shen, D.-S., He, R., (2011). "Methane oxidation in landfill waste biocover soil: kinetics and sensitivity to ambient conditions." *Waste Manage.* 31, 864–870.

Watanabe, I., T. Hashimoto and A. Shimoyama (1997). "Methane-oxidizing activities and methanotrophic populations associated with wetland rice plants." *Biology and Fertility of Soils* 24: 261-265.

Whalen, S.C., W.S. Reeburgh, and K. A. Sandbeck (1990). Rapid methane oxidation in a landfill cover soil., *Appl. Environ. Microbiol.*, 56, 3405-3411.

Whalen, S.C., and Reeburgh, W.S. (1996). "Moisture and temperature sensitivity of CH₄ oxidation in boreal soils". *Soil Biol. Biochem.* 28: 1271-1281.

Wilshusen, J. H., J. P. A. Hettiaratchi, V. B. Stein (2004) "Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns," *Waste Management*, Vol. 24, No. 7, pp 643-653.